

PLAN DE ACCIÓN PARA LA CONSERVACIÓN DE FAUNA MARINA

Minera Panamá



Preparado por:

Biodiversity Consultant Group S.A.

2022

Contents

I.	Introducción.....	2
II.	Listado de fauna marina EdI.....	3
III.	Metodología de elaboración	4
IV.	Fichas del estado de conservación y amenazas de cada especie	5
V.	Monitoreo de implementación.....	32
VI.	Referencias bibliográficas	33

I. Introducción

Como parte del Plan de Acción de Biodiversidad (PAB) de Minera Panamá S.A. (MPSA), hay el compromiso de elaborar Planes de Acción para la conservación de las especies de interés (EdIs) del Proyecto Mina de Cobre Panamá. El desarrollo e implementación de este plan es una de las estrategias de mitigación y tiene como objetivo lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad, como se requiere para el cumplimiento de la norma de desempeño PS 6 de la Corporación Financiera Internacional.

Detalles del impacto del proyecto minero en general y el enfoque global de la protección de la biodiversidad por MPSA se describen en el PAB y el EsIA del Proyecto Mina de Cobre Panamá. El PAB también contiene medidas generales que son relevantes para varias o todas las Especies de Interés (EdI).

El presente documento describe el plan de acción a mediano plazo (5 años) para las especies de fauna marina categorizados como EdI dentro del Plan de Acción de Biodiversidad de Minera Panamá.

Las actividades detalladas en este plan de acción han sido categorizadas en cuatro líneas de acción definidas de la siguiente forma:

1. Línea de acción de investigación



Las actividades de la línea de acción de investigación están orientadas a mejorar el estado del conocimiento de las especies, particularmente en lo relativo a su biología, ecología y demás aspectos que contribuyan a orientar las acciones de conservación.

2. Línea de acción de conservación in situ



Las actividades de conservación in situ priorizan acciones de conservación del hábitat para garantizar que los procesos ecológicos y evolutivos que componen el ecosistema donde habitan las especies EdI se mantengan, esto incluye acciones de protección de hábitat y de las poblaciones de las especies en su ambiente.

3. Línea de acción de manejo ex situ.



Las actividades de manejo ex situ se concentran en mantener poblaciones en cautiverio genéticamente viables que representen la diversidad de alelos presentes de esa especie en la naturaleza. Estas acciones sirven para mantener el acervo genético de las especies EdI para futuras repoblaciones o reintroducciones dentro de su rango de distribución histórica.

4. Línea de acción de educación y comunicación.



Las actividades de educación y comunicación establecidas en los planes de acción concentran los esfuerzos de sensibilización a los actores comunitarios, colaboradores y otros grupos de interés sobre la importancia de la conservación de las especies EdI.

II. Listado de fauna marina EdI

El primer criterio para la definición del listado de fauna marina EdI ha sido que existan registros en la línea base de fauna del proyecto Cobre Panamá, de este listado han sido seleccionadas aquellas presentes en el listado de especies de flora y fauna amenazadas de la República de Panamá detalladas en el **anexo de la Resolución N° DM-0657-2016 (De viernes 16 de diciembre de 2016) del Ministerio de Ambiente de Panamá, por la que se definen las categorías de amenaza de las especies de flora y fauna de Panamá.**

El tercer criterio de selección ha sido el estado de conservación otorgado por la UICN en la Lista Roja de especies amenazadas. Siguiendo estos criterios el listado de especies de fauna marina de interés es el siguiente:

#	Especie	Estado de conservación según UICN	Categoría de Protección según MiAmbiente (2016)	CITES
1	<i>Epinephelus itajara</i>	VU	-	-
2	<i>Anisotremus virginicus</i>	LC	-	-
3	<i>Panulirus argus</i>	DD	-	-
4	<i>Tursiops truncatus</i>	LC	VU	II
5	<i>Chelonia mydas</i>	EN	EN	/
6	<i>Eretmochelys imbricata</i>	CR	CR	/
7	<i>Dermochelys coriacea</i>	VU	CR	/

III. Metodología de elaboración

A fin de actualizar el plan de acción para mamíferos EdI, se han aplicado un conjunto de herramientas para la captación de datos en información, tales como: revisión bibliográfica y entrevistas con actores claves y personal de Minera Panamá.

Para realizar la búsqueda bibliográfica se usaron los siguientes buscadores o bases de datos:

- Web of Science: esta es una base de datos internacional, probablemente la más extensa, e incluye los contenidos de más de 12.000 revistas indexadas.
- SciELO: base de datos regional que reúne trabajos principalmente de Latinoamérica, que muchas veces no se encuentran indexados en sistemas internacionales, o que están en idiomas diferentes al inglés (e.g., portugués o español).
- Google Scholar es un motor de búsqueda de Google para textos académicos, incluyendo artículos científicos, tesis, reportes técnicos, resúmenes, entre otros.

En las tres bases de datos mencionadas anteriormente se realizaron dos búsquedas en cada una, usando las siguientes combinaciones de palabras clave, aplicadas al contenido (título, resumen, palabras clave): “nombre científico de la especie EdI” + Panamá” y “nombre común de la especie EdI” + Panamá”.

La actualización de las metas, objetivos e indicadores se hizo con la participación del personal del departamento de biodiversidad del proyecto Cobre Panamá y con los informes de los programas de conservación, mitigación y monitoreo existentes dentro del proyecto a fin de consensuar las acciones y tiempos, evaluando los resultados de la implementación de los Planes de Acción anteriores.

El equipo redactor de la actualización de los Planes de Acción de mamíferos fueron César Jaramillo M.Sc. y Samuel Valdés M.Sc. profesionales con experiencia en la elaboración de los primeros Planes de Acción del Proyecto Cobre Panamá (MWH, 2013) y su primera actualización (BCG, 2017).

IV. Fichas del estado de conservación y amenazas de cada especie

1 *Epinephelus itajara* (Lichtenstein, 1822)

1.1 Taxonomía

Reino: Animalia	Filo: Chordata	Clase: Actinopterygii	Orden: Perciformes
Familia: Serranidae	Género: <i>Epinephelus</i>	Especie: <i>Epinephelus itajara</i>	

Tabla 1. Taxonomía de *Epinephelus itajara*

Nombres comunes: Mero Goliat, pez judío, Guasa, Cherna.

1.2 Distribución y abundancia

Se encuentra en Aguas caribeñas y tropicales / subtropicales del Atlántico (Heemstra & Randall 1993). En el Atlántico desde Florida a lo largo del Golfo de México, en Centroamérica existen registros desde Puntarenas, Costa Rica, incluyendo isla Gorgona, Panamá, Venezuela, Colombia, Brasil, Perú, Mar Caribe. También se conocen registro de Haití, Cuba, Jamaica, Puerto Rico, Bahamas y desde Senegal hasta el Congo (Smith, 1971; Heemstra & Randall, 1993). Recientemente se encuentra ocupando un área geográfica de rangos más pequeños (Craig *et al.*, 2008; Friedlander *et al.*, 2014, Wirtz *et al.*, 2014).



1.3 Ecología

1.3.1 Hábitat

Especie rara y solitaria que se encuentra en gran variedad de hábitats de zonas costeras poco profundas, en promedio a 46 m de profundidad y generalmente a menos de 100 m, incluyendo arrecifes, manglares, praderas submarinas, estuarios o aguas más profundas. Viven en una zona limitada con un gran número de escondites disponibles, algunos de ellos son su viviendas habituales, mientras que otros solo son refugios momentáneos (Heemstra & Randall, 1993; Sadovy & Eklund, 1999). Las larvas habitan el detritus de hojas de manglar (Lara *et al.*, 2009), los juveniles se encuentran en zonas de manglares y estuarios salobres (Koenig *et al.*, 2007), los adultos habitan fondos rocosos, parches de arrecifes, cuevas y naufragios, los adultos de gran tamaño se pueden encontrar en los estuarios y parecen ocupar áreas de distribución limitada con poco movimiento entre los arrecifes (Heemstra & Randall, 1993) y demuestra una gran fidelidad al sitio (Sadovy & Eklund 1999). Son territoriales cerca de su cueva de refugio o naufragio donde puede mostrar una amenaza con la boca abierta y el cuerpo tembloroso, pueden vivir al menos 37 años (Bullock *et al.*, 1992; Depczynski & Bellwood, 2006).

1.3.2 Hábitos Alimenticios

Los meros parecen ser carnívoros generalizados, el pescado y los crustáceos constituyen la mayor parte de la dietas en la mayoría de las especies. Algunos, como *Epinephelus itajara*, parecen alimentarse principalmente de crustaceos (cangrejos) y langostas espinosas en particular, así como juveniles de tortugas, pulpos y peces, incluyendo matarrayas, tiburones (Longley & Hildebrand, 1941; Erdman, 1957; Smith, 1971; Bullock *et al.*, 1992; Heemstra & Randall, 1993).

1.3.3 Reproducción

Madura sexualmente de 4 a 6 años con un tamaño de 1100 a 1150 mm de longitud (machos) y 6-7 años 1200-1350 mm de longitud (Hembras), sin evidencia de hermafroditismo protógino (Bullock *et al.*, 1992). Se reproduce en verano, desde junio-septiembre-Caribe (Bullock *et al.*, 1992) y diciembre-febrero- Aguas brasileñas (Cavaleri-Gerhardinger *et al.*, 2006), el desove es nocturno y agregativo, ocurre hasta cuando aprox. 100 individuos maduros se congregan para desovar en una zona reducida entre 15 y 30 m de profundidad (Heemstra & Randall, 1993), El número de agregaciones para desove erradicadas es desconocido (Cass-Calay & Schmidt, 2008). No existen vínculos resueltos con la fase lunar (Mann *et al.*, 2008; Lara *et al.*, 2009). Hay indicios de que la reversión sexual ocurre; la gónada de un macho de 6 pies de largo en Bimini, contenía restos de muchos óvulos (Moulton, 1958). Actualmente se sabe que los ejemplares jóvenes nacen hembras, pero entre los 10 y los 12 años cambian de sexo, volviéndose machos (Heemstra & Randall, 1993).

1.4 Amenazas generales.

La especie se encuentra amenazada por la sobrepesca y usos de líneas largas de pesca pesada a la que se unen varios anzuelos en serie (Setlines), pesca submarina, destrucción del hábitat de juveniles que ocurre en los manglares (Sadovy & Eklund, 1999; Graham *et al.*, 2009) y la contaminación (Evers *et al.*, 2009; Bertoni *et al.*, 2018).

1.5 Impacto del Proyecto Cobre Panamá sobre la especie.

Pérdida o modificación del hábitat de las poblaciones dentro de la huella del proyecto, posible efecto colateral de malas prácticas en las acciones de construcción y operación del proyecto, riesgo de contaminación por derrames cerca del área costera o estuarios.

1.6 Estatus de conservación.

Estado de conservación en la Lista Roja de la UICN – esta clasificado como vulnerable (VU) en el apéndice A2bcd. (Bertoncini *et al.*, 2018) y no presentan ninguna categoría para la lista nacional y CITES.

Las medidas de conservación no son suficientes para permitir la recuperación o prevenir continuas disminuciones. A pesar de que los registros cuantitativos históricos oficiales son deficientes o inexistentes, los sitios de agregación de desove y la preservación / restauración de manglares deben ser prioridades para conservación. El cambio en el estado de la evaluación anterior refleja una aplicación mejorada de la Categorías y criterios de la Lista Roja de la UICN, así como una mejor comprensión de los datos disponibles. (Bertoncini *et al.*, 2018)

1.7 Manejo de la especie.

En algunas zonas es la captura por excelencia de pesca deportiva, debido al peso y tamaño que pueden alcanzar, se pescan sólo ejemplares adultos que ya habrán cumplido su función reproductiva. (Bertoncini *et al.*, 2018). Existen acciones en Florida y el este del Golfo de México en recuperación (Cass-Calay & Schmidt, 2008).

Las medidas de conservación de esta especie frente a las costas de México son insuficientes y la mejora a nivel regional y Se necesita una gestión internacional, incluida una evaluación formal de la población (Aguilar-Perera *et al.*, 2009).

Los sitios de agregación de desove deben ser una prioridad para la conservación. Esta especie ha sido registrada en varias áreas marinas protegidas, incluido el Santuario Marino Nacional Flower Garden Banks en el norte del Golfo de México. Actualmente se están llevando a cabo investigaciones sobre la preferencia de hábitat de adultos y jóvenes, tamaño, edad, movimiento, ubicación, comportamiento de agregación y ecología de alimentación en aguas de EE. UU. Se necesita investigación sobre la genética y la estructura de edad de la porción de la población de EE. UU. en alta mar para mejorar los modelos de evaluación de poblaciones (Hickerson *et al.*, 2008; SEDAR47, 2016).

Se recomienda: 1) prohibición y veda para la pesca submarina sobre la pesca en toda su área de distribución, 2) investigar estado poblacional en todo el rango de distribución, y 3) investigación de biología reproductiva.

2 *Anisotremus virginicus* (Linnaeus, 1758)

2.1 Taxonomía

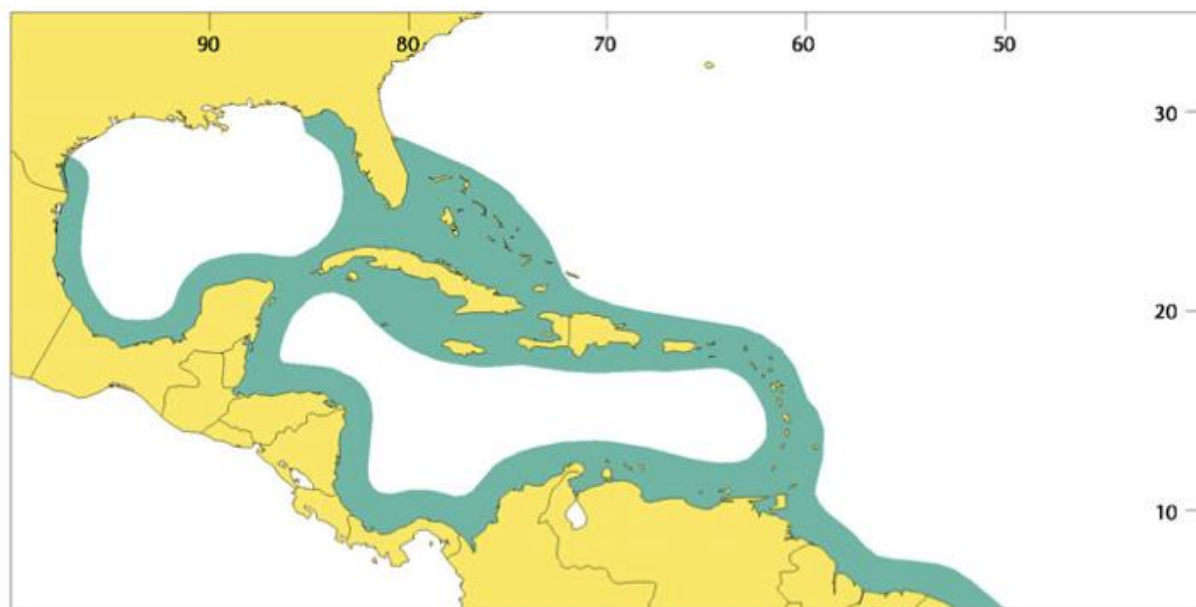
Reino: Animalia	Filo: Chordata	Clase: Actinopterygios	Orden: Perciformes
Familia: Haemulidae	Género: <i>Anisotremus</i>	Especie: <i>Anisotremus virginicus</i>	

Tabla 2. Taxonomía de *Anisotremus virginicus*

Nombres comunes: burro payaso, burro catalinaer

2.2 Distribución y abundancia

Se encuentra distribuida en el Atlántico occidental desde el noreste de Florida hacia el sur y a lo largo de la costa en EE. UU., las Bahamas, Golfo de México desde los Cayos de Florida al norte hasta New Port Richey (Florida) y desde los bancos del jardín de flores al sur a lo largo de la costa mexicana hasta el norte de Yucatán y el noroeste Cuba, a lo largo del Mar Caribe y a lo largo de la costa de América del Sur hasta Río de Janeiro, Brasil incluidos Fernando de Noronha y Atoll das Rocas (Cervigon, 1993; Smith-Vaniz *et al.*, 1999). Las poblaciones frente a las Bermudas se consideran introducidas (Smith-Vaniz *et al.*, 1999). Su rango de profundidad es de 0 a 40 m, esta especie es una de las más abundantes avistadas, con una abundancia relativa del 3,7% (Rocha & Rosa, 2001). Esta especie está muy extendida en el Atlántico occidental tropical y subtropical y puede ser localmente abundante en áreas de fondo duro y coral en toda su área de distribución. (Anderson *et al.*, 2015)



Mapa tomado de la Tomado de la FAO

2.3 Ecología

2.3.1 Hábitat

Esta es una especie que habita en fondos duros de sustratos rocosos y arrecifes coralinos de aguas costeras poco profundas, y se puede encontrar en charcas de marea y manglares (Godinho & Lotufo 2010). Es nocturna y con frecuencia se mueve en grandes cardúmenes, la investigación en el noreste de Brasil reveló esta especie vive sobre arrecifes poco profundos de 2 a 20 m y en el borde de los arrecifes de plataformas profundas (Feitoza *et al.*, 2005).

Esta especie coloniza arrecifes artificiales y, como muchos hemúlidos, puede ser se encuentra en hábitats muy alterados, como en puertos y debajo de casas flotantes (Hertler *et al.*, 2004; Anderson *et al.*, 2015).

Los juveniles de esta especie se encuentran en lechos de pastos marinos y pueden ser abundantes en algunos charcos de marea rocosos en el noreste de Brasil (Godinho & Lotufo 2010), y se consideran comunes en los charcos de marea (de Freitas *et al.*, 2009).

2.3.2 Hábitos Alimenticios

Es un recolector nocturno que principalmente se alimenta de invertebrados bentónicos entre ellos moluscos, equinodermos, anélidos (poliquetos) y crustáceos (Courtenay & Shahlman, 1978). Los estadios juveniles especie exhibe un comportamiento de peces limpiadores y se sabe que se alimenta de los epibiontes de las tortugas marinas (Sazima *et al.*, 2010).

2.3.3 Reproducción

La especie parece desovar a un nivel bajo y continuo durante todo el año en Jamaica (Munro *et al.*, 1973). La longitud total máxima es de 40 cm, comúnmente de 25 a 30 cm. Un peso máximo de 930 g publicado por El IGFA (2001).

2.4 Amenazas generales.

La especie puede verse amenazada por la degradación localizada del hábitat debido a la contaminación y las costas. desarrollo, pero esto no se considera una amenaza importante. (Anderson *et al.*, 2015)

2.5 Impacto del Proyecto Cobre Panamá sobre la especie.

Pérdida o modificación del hábitat de las poblaciones dentro de la huella del proyecto, posible efecto colateral de malas prácticas en las acciones de construcción y operación del proyecto, riesgo de contaminación por derrames cerca del área costera o estuarios.

2.6 Estatus de conservación.

Estado de conservación en la Lista Roja de la UICN – esta calificado como vulnerable (LC) catalogado como Preocupación menor. (Anderson *et al.*, 2015) y no presentan ninguna categoría para la lista nacional y CITES.

2.7 Manejo de la especie.

Es de menor importancia para la pesca comercial y se captura utilizando una variedad de métodos. Se considera una buena cantera de pesca deportiva. Aparecen en el comercio de acuarios. Han sido criados en cautiverio (Anderson *et al.*, 2015). Durante un estudio de cinco años sobre los efectos de una reserva marina de prohibición de captura en Abrolhos, Brasil, esta especie no mostró una variación temporal significativa en biomasa y fue más abundante en sitios poco profundos sin protección y cobertura de algas carnosas de nivel medio-alto (Francini-Filho & Moura, 2008).

3 *Panulirus argus* Latreille,1804

3.1 Taxonomía

Reino: Animalia	Filo: Arthropoda	Clase: Malacostraca	Orden: Decapoda
Familia: Palinuridae	Género: <i>Panulirus</i>	Especie: <i>Panulirus argus</i>	

Tabla 3. Taxonomía de *Panulirus argus*

Nombre común: Langosta Común del Caribe, Caribbean Spiny Lobster.

3.2 Distribución y abundancia

Esta especie tiene un amplio rango geográfico de distribución, desde Carolina del Norte incluyendo todo el Golfo de México, alrededor de la porción sur de la península de Florida y a lo largo de las Bahamas y el Mar Caribe, las Bahamas, las Islas Bermudas, Cabo Verde, el este de Sudamérica hasta Brasil, Rio de Janeiro, con hallazgos ocasionales en África occidental. (Williams, 1988; Holthuis, 1991; Guzman & Tewfik, 2004; Freitas & Castro, 2005)



3.3 Ecología

3.3.1 Hábitat

Esta especie generalmente se encuentra hasta una profundidad de 90 m dentro de una amplia variedad de hábitats con algún tipo de cobertura, alrededor de los arrecifes rocosos y de coral, arrecifes artificiales, lechos de pastos marinos, esponjas, pilotes puente, puente de madera parachoques, muelles, y entre las raíces de los manglares que se utilizan como refugio (Holthuis, 1991).

A pesar de que se encuentra en todo el Golfo de México, en el norte del golfo por lo general solo se encuentra a profundidades de 33 m y más debido a la variación estacional en la temperatura del agua encontrándose en aguas someras (Holthuis, 1991; Freitas & Castro, 2005)

Son nocturnos y buscan protección durante el día, son la presa de pulpos, tiburones y rayas, pero su mayor depredador es el hombre. Generalmente están cerca de la superficie, a veces cientos de grupos se alinean y marchan a lo largo del fondo bajo el agua en el sur de Florida, Bahía de Biscaya, Card Sound y la bahía de Florida. El propósito de estas "migraciones" no se conoce, pero por lo general ocurren en el otoño y puede ser en respuesta a la disminución de las temperaturas en las aguas poco profundas (Kanciruk & Herrnkind, 1978; Guzman & Tewfik, 2004).

Comienzan la vida como larva microscópicas libres. Tras sufrir varias mudas, se depositan en el fondo del mar y viven en agujeros o grietas de los arrecifes, o entre las raíces de los manglares. A medida que crecen, se muda el exoesqueleto para dar cabida a unos órganos cada vez más grandes. Al igual que en otros decápodos, después de la muda, el nuevo exoesqueleto es blando, y tiene que endurecerse, durante este tiempo, la langosta es muy vulnerable a la depredación y, en consecuencia, son muy retraídas hasta que el nuevo exoesqueleto se endurece completamente (Butler & Herrnkind, 2000; Briones-Fourzán *et al.*, 2003; Jason, *et al.*, 2008).

En Florida, suelen mudar de 2 a 3 veces al año de marzo a julio y de diciembre a febrero (Williams, 1984). El momento de la muda se ve afectado por la temperatura del agua o región geográfica (Butler, 2013). Sin embargo, nuestra comprensión incluso de los aspectos más básicos de la biología y la dinámica poblacional de las etapas filosomales pelágicas más esquivas de *P. argus* es rudimentaria (Phillips & McWilliam, 1986). Entender el potencial de conectividad en la población y retención local de *P. argus* dentro del Atlántico occidental es de suma importancia para gestión de esta valiosa especie pesquera (Jason, *et al.*, 2008)

3.3.2 Hábitos Alimenticios

Consumen *detritus*, materiales vegetales y los peces y animales muertos que se encuentran en la zona. Entre las tres fases juveniles de la langosta espinosa *Panulirus argus* el porcentaje de frecuencia de aparición y el porcentaje de volumen de las categorías de alimentos en la dieta entre sexos, fases juveniles, etapas de muda, Las principales categorías de alimentos en todas las fases juveniles fueron crustáceos (en su mayoría cangrejos ermitaños y brachyurans) y gasterópodos, pero el espectro de alimentos es amplio, incluidos muchos otros taxones animales, así como materia vegetal (Butler & Herrnkind, 2000; Briones-Fourzán *et al.*, 2003; Jason, *et al.*, 2008)

3.3.3 Reproducción

Como la mayoría de decapodos, la langosta de Florida hembra lleva los huevos externamente, la edad de madurez se estima en 2 años y la longevidad en 12 años (Chávez, 2001), aunque se han observado individuos de 20 años (Ehrhardt, 2005). Además, el tamaño en la madurez difiere con la localidad. Las estimaciones para el tamaño al 50% de madurez oscilan entre 81 mm (CL) en Cuba y 92 mm (CL) en Colombia (FAO, 2001, 2006). Se ha demostrado que la producción de huevos en las hembras se reduce considerablemente en las poblaciones pescadas, en comparación con poblaciones no explotadas, y las hembras de la población explotada producen sólo el 12% de los huevos, la ausencia casi total de langostas hembras que cuidan de las langostas puede tener serias implicaciones para la población de langostas (Lyons *et al.*, 1981; Guzman & Tewfik, 2004).

3.4 Amenazas generales.

Panulirus argus puede alcanzar hasta 60 cm de largo, pero normalmente miden alrededor de 20 cm, y se pescan en toda su área de distribución. Su gran tamaño, abundancia y distribución ubicua también la convierten en una especie con consecuencias ecológicas tanto presa o depredador en las aguas tropicales poco profundas en las que se encuentran sus estados bentónicos (Moe, 1991; Butler & Herrnkind, 2000; Butler *et al.*, 2006).

Una de las principales amenazas para esta especie es la enfermedad (PAV1) que afecta a uno de cada cuatro reclutas en el Caribe, esto puede estar contribuyendo a la disminución de la población, además los impactos relacionados con el cambio climático posiblemente podrían estar contribuyendo a la resiliencia de esta especie a la enfermedad (Behringer *et al.*, 2009; Butler *et al.*, 2013).

Esta especie es también una especie de capturada comercial, recreativamente y la sobreexplotación ha provocado declives en las poblaciones de langosta espinosa en Panama (Archipiélago de Bocas de Toro) parecen estar muy explotadas, los extensos estudios visuales sobre una amplia zona de hábitat de arrecifes de hasta 20 m de profundidad indican la abundancia media de langosta siendo esta muy baja (Guzman & Tewfik, 2004).

3.5 Impacto del Proyecto Cobre Panamá sobre la especie.

Pérdida o modificación del hábitat de las poblaciones dentro de la huella del proyecto, posible efecto colateral de malas prácticas en las acciones de construcción y operación del proyecto, riesgo de contaminación por derrames cerca del área costera o estuarios.

3.6 Estatus de conservación.

Panulirus argus ha sido evaluado como Datos Insuficientes (DD) en la lista roja de la UICN. Aunque se cree que esta especie está explotada a lo largo de su rango, hoy día existen lagunas en los datos relacionados con el esfuerzo pesquero u otros índices apropiados de abundancia. Se requiere investigación para determinar un índice de abundancia apropiado para la población global de esta especie, y en qué medida se ve afectado por la recolección y otras amenazas dentro de su área de distribución, antes de se puede hacer una evaluación precisa; Con más información sobre la captura por unidad de esfuerzo, es probable que esta especie se incluirán en una categoría de amenaza. (Butler, 2013)

3.7 Manejo de la especie.

Existen regulaciones vigentes que rigen la recolección de esta especie dentro de parte de su área de distribución. Hay un tamaño mínimo legal de 69 mm (longitud del caparazón) y se puede considerar la implementación de una temporada de veda de 120 días de febrero a mayo, veda total de pesca de langosta para reconstruir los bioma vs de la población de desove a niveles sostenibles, con el fin de salvaguardar a las hembras reproductoras durante el período de desove, proteger a los nuevos reclutas y permitir el crecimiento y aumento de peso de la población (Guzman & Tewfik, 2004; Phillips & Melville-Smith, 2006).

Además, también se ejerce un control estricto sobre la prohibición de la captura de hembras, así como como el número de artes de pesca y botes utilizados, y el reemplazo de botes (Baisre & Cruz, 1994). Se necesitan más investigaciones para determinar un índice de abundancia apropiado para la población mundial de esta especie, y en qué medida se ve afectada por las amenazas dentro de su área de distribución, debido que aún la escasa comprensión que tenemos de las interrelaciones entre las especies coexistentes y la necesidad de comprender las comunidades de poblaciones que deberían ser cogestionadas para la preservación de los recursos y la biodiversidad (Guzman & Tewfik, 2004).

4 *Tursiops truncatus* Montagu, 1821

4.1 Taxonomía

Reino: Animalia	Filo: Chordata	Clase: Mammalia	Orden: Artiodactyla
Familia: Delphinidae	Género: Tursiops	Especie: <i>Tursiops truncatus</i>	

Tabla 4. Taxonomía de *Tursiops truncatus*

Delfín Mular, Delfín nariz de botella, Pez Mular, Tursión

4.2 Distribución y abundancia

El delfín común *T. truncatus* nariz de botella es una especie cosmopolita que se encuentra practicamente en todos los océanos a través de zonas costeras de plataforma y aguas oceánicas (Leatherwood & Reeves 1990, Wells & Scott 1999, Reynolds *et al.*, 2000), excepto en latitudes muy altas (Reeves *et al.*, 2003), distribuyéndose en el Océano Pacífico en un rango de 45° hacia los polos en el norte de Europa hasta las Islas Feroe 62 ° N 7 ° W; (Bloch & Mikkelsen, 2000) y Japón hasta California (Wells *et al.*, 1999), en el Pacífico oriental ellos se han conservado tan al norte como Columbia Británica (50°N) pero su rango típico es de hasta 41°N (Halpin *et al.*, 2018) y por el sur es común en el Mar Mediterráneo y en el Océano Índico, entre el sureste de Asia y alrededor de las costa de Australia, Chile Patagonia y el cabo de Sudáfrica, sur de Nueva Zelanda (Leatherwood & Reeves, 1983; Wells & Scott, 1999; Brough *et al.*, 2015) y recientemente se informó hasta ahora de la especie a los 53-55°S en América del Sur (Olavarria *et al.*, 2010; Goodall *et al.*, 2011). En el Atlántico el rango cubre por el norte desde Nueva Escocia (Kenney, 1990) hasta Noruega (Ben, 1995) y por el sur la. Esta especie también y aparece incluso en mares cerrados como el Mar Negro y el Mar Rojo (Vásquez, 2005; Notarbartolo di Sciara *et al.*, 2018) y el Mar Árabe (Baldwin *et al.*, 1999), son raros en el Mar Báltico (considerandose extraliminales) y son vagabundos en Terranova y Noruega (Wells & Scott, 1999). Aunque esta especie se asocia principalmente a aguas poco profundas, las poblaciones pelágicas han sido reportadas en el Golfo Stream al noroeste del Océano Atlántico y en el Pacífico oriental tropical (Rice, 1998).

Las estimaciones de delfines *T. truncatus* son alrededor de 750.000, sin embargo, la mayoría de lugares de distribución de esta especie no han sido estudiados, por lo tanto, la abundancia real es considerablemente mayor (Wells *et al.*, 2019). Al sur de la bahía San Quintín en Baja California, las agregaciones de delfines *T. truncatus* varían constantemente, y se observan grupos entre tres y 36 individuos, los cuales cambian de composición periódicamente (Morteo *et al.*, 2004).

4.3 Ecología

4.3.1 Hábitat

Esta especie es señalada como cosmopolita porque vive en diferentes tipos de hábitat, ocupando diversos rangos de hábitat marinos así como pantanos de manglares poco profundos (Irvine *et al.*, 1981) y áreas oceánicas profundas (Scott & Chivers, 1990). Incluso toleran ambientes hipo e hipersalinos (Caldwell & Caldwell, 1972; Smolker *et al.*, 1992) de amplios rangos de temperatura. Se ha registrado que individuos logran sobrevivir en condiciones extremas incluyendo ambientes en cautiverio (Schroeder, 1990; Wells & Scott, 1999; Evans, 1994), aguas industrializadas y contaminadas (Mareike, 2003), soportan altos niveles de polución como en la bahía Galveston en Texas (Henningsen & Würsig, 1991; Ben, 1995). Su actividad es tanto diurna como nocturna y por tanto descansan frecuentemente durante el día, manteniendo una posición de cara a la corriente, permaneciendo entre 20 cm y un metro por debajo de la superficie (Kieffer, 2002).

Los estudios indican que, la distribución en los diferentes hábitats del delfín *T. truncatus* pueden estar influenciados por condiciones geológicas y oceanográficas, en términos de geomorfología e hidrografía (Bearzi *et al.*, 2008b; Cañadas *et al.*, 2002, 2005; Davis *et al.*, 2002; Griffin & Griffin, 2003; Ferguson *et al.*, 2006). Muchas poblaciones de delfines *T. truncatus* muestran preferencia por ambientes someros y arenosos (Azzellino *et al.*, 2008), y condiciones hidrológicas como temperatura, concentración de nutrientes y aumento de producción primaria (Bearzi *et al.*, 2008), además algunos delfines costeros se han limitado a rangos de hábitat donde presentan fidelidad a un sitio (Connor & Smolker, 1985; Scott *et al.*, 1990; Hammond & Thompson, 1991; Caldwell *et al.*, 2001; Gubbins, 2002; Zolman, 2002).

Se debe resaltar que, para la especie *T. truncatus* se han descrito características divergentes entre las poblaciones costeras y oceánicas en relación a la morfología, selección y captura de presas, definiendo de esta forma dos ecotipos: costeros y oceánicos (Mead & Potter, 1995; Perrin, 1984; Van Waerebeek *et al.*, 1990), los cuales también pueden presentar diferencias en su estructura social (May-Collado *et al.*, 2007). La apariencia de estos delfines varía además en su coloración y tamaño de las aletas: la forma costera presenta una coloración más oscura y proporcionalmente al cuerpo tienen las aletas dorsales y caudales más grandes que los que habitan aguas oceánicas (Mareike, 2003). El comportamiento social de la especie permite el desarrollo de grandes agrupaciones, consistentes principalmente en un conjunto de hembras con sus crías y juveniles; La tendencia de mantener grandes grupos con crías y juveniles puede ser ventajosa a nivel social, ya que ofrece una opción de aprendizaje o entrenamiento y permite la protección de las crías (Morteo *et al.*, 2004).

4.3.2 Hábitos Alimenticios

Los delfines *T. truncatus* consumen gran variedad de presas a nivel local y son consumidores generalistas, por lo que pueden cazar una gran diversidad de peces, pulpos, calamares y crustáceos en aguas semi-profundas y en el suelo marino (Ingram & Rogan, 2002), mostrando divergencias en su dieta según la región que habiten. Sin embargo, las técnicas específicas de captura de alimento y discriminación de presas sugieren que los delfines son selectivos a la hora de alimentarse (Corkeron *et al.*, 1990; Ben, 1995).

Entre la dieta de los delfines se destacan el calamar *Lolliguncula brevis*, pez tumbalo cebra *Leiostomus xanthurus*, los mugílidos, la corvina *Bairdiella chrysoura* y al croador del Atlántico *Micropogonias undulatus* siendo las especies más frecuentes dentro del contenido estomacal de los delfines que habitan la Costa Atlántica de Estados Unidos (Barros & Odell, 1990). El análisis de contenido estomacal de ejemplares *T. truncatus* en Florida evidencian la presencia de peces predominantemente asociados a praderas de pastos marinos (Barros, 1993; Allen *et al.*, 2001). Peces como el sargo *Lagodon rhomboides*, el corocoro burro *Orthopristis chrysoptera*, el tumbalo cebra *L. xanthurus* y el mújil rayado *Mugil cephalus* son comunes en la dieta del delfín *T. truncatus* que habitan en Bahía Sarasota e Indian River Lagoon (Barros & Wells, 1998; Barros, 1993).

Además de las características fenotípicas como ecotipos de *T. truncatus*, existen diferencias en las dietas, el contenido estomacal y los cantidad de parásitos, los delfines que habitan cerca de la costa se alimentan de una poca variedad de peces costeros, los delfines oceánicos presentan una rica dieta de peces pelágicos y calamares. Por otro lado, diversos estudios demuestran que parásitos Céstodos como *Phyllobothrium delphini* y *Monorygma grimaldii* (Walker, 1981; En: Ben, 1995), Nemátodos del género *Crassicauda* sp. (que causan lesiones óseas craneo-mandibulares) (Reyes, 1989; Hoelzel, 1998) y el balano ectocomensal *Xenobalanus globicipitis* (Van Waerebeek *et al.*, 1990) producen lesiones exclusivamente en delfines *T. truncatus* del ecotipo oceánico, en tanto que se registran heridas producidas por el helminto *Braunina cordiformis* sólo en estómagos de delfines del tipo

costero (Mead & Potter, 1990). Estas diferencias están asociadas principalmente a los hábitos alimenticios de cada ecotipo (Walker, 1981; En: Ben, 1995).

4.3.3 Reproducción

Las hembras alcanzan la madurez sexual a los cinco años de edad, y de siete a ocho años en los machos (Bastida & Rodríguez, 2003), con una longevidad de 45-50 años (Hohn *et al.*, 1989). Las diferencias anatómicas entre machos y hembras es determinado ocurre entre los primeros dos años de vida principalmente durante el período de lactancia, donde las hembras crecen más rápido que los machos, el crecimiento de los delfines jóvenes posteriormente es de forma progresiva y lenta hasta alcanzar el tamaño adulto (Cockcroft & Ross, 1990; Lockyer & Morris, 1990; Mead & Potter, 1990; Read *et al.*, 1993; Ben, 1995).

El apareamiento es durante todo el año en regiones tropicales y estacional en zonas templadas, las hembras adultas ovulan repetidamente en épocas de apareamiento y los niveles de las hormonas estrógeno y progesterona fluctúan diariamente durante los períodos de ovulación (Ben, 1995; Aubin *et al.*, 1996; Samuel & Worthy, 2004), los machos presentan altos niveles de testosterona en los períodos de actividad sexual, prolongándose por varios meses durante todo el año (Schroeder, 1990).

Los nacimientos principalmente se registran en primavera y verano, el período de gestación es de 11 a 12 meses y una hembra puede tener una cría cada tres años (Cockcroft & Ross, 1990), el período de lactancia puede extenderse hasta los 20 meses de edad (Cockcroft & Ross, 1990; Wells & Scott, 1999-2018), la edad del destete de la cría puede variar entre dos a ocho años de edad (Mann *et al.*, 2000), las relaciones madre-cría, así como actividades de apareamiento y cortejo asociadas directamente a conductas sociales (Bearzi *et al.*, 1997).

4.4 Amenazas generales.

Los tiburones son probablemente los más importantes depredadores naturales del delfín *T. truncatus* (Wells & Scott, 1999), y en menor medida las Orcas (*Orcinus orca*) pueden ser predadoras ocasionales (Würsig & Würsig, 1979; Lichter, 1992).

El ruido causado por embarcaciones puede provocar cambios en tasas de vocalización de los cetáceos (Van Parijs & Corkeron, 2001; Buckstaff, 2004; Scarpaci *et al.*, 2001), la presencia de botes puede evitar que los individuos de un grupo mantengan contacto (May-Collado *et al.*, 2007; Hastie *et al.*, 2003; Bejder *et al.* 1999; Van Parijs & Corkeron, 2001).

Se sabe que la mortalidad incidental de delfines comunes ocurre en todo el rango de distribución de la especie al colocar redes de enmalle, redes de enmalle de deriva, redes de cerco, redes de arrastre, palangres, en las artes de anzuelo y sedal utilizados en pesquerías comerciales y recreativas, pero el nivel de mortalidad está mal documentado en la mayoría de las áreas de distribución (Wells & Scott, 1999; Wells *et al.*, 2008).

Las amenazas de mayor preocupación incluyen, 1) los efectos tóxicos de los productos químicos xenobióticos; 2) disponibilidad reducida de presas causada por la degradación ambiental y sobrepesca; 3) los disturbios y acoso directos e indirectos a la especie (Ej., Tráfico de embarcaciones, observación de delfines y programas interactivos); 4) construcción marina, incluida la demolición, dragado y recuperación de tierras, y 5) otras formas de destrucción, degradación o contaminación del hábitat (incluidas el ruido). Sin embargo, estas y otras amenazas son técnicamente difíciles de cuantificar en comparación con extracciones, siendo probable que su impacto acumulativo provoque en el futuro una disminución de la población, en donde la contribución de factores antropogénicos a un número creciente de eventos inusuales de mortalidad que involucra los delfines aún no se ha determinado (Spradlin *et al.*, 2005; Wells *et al.*, 2019).

4.5 Impacto del Proyecto Cobre Panamá sobre la especie.

Riesgo de contaminación por derrames cerca del área costera o estuarios. Contaminación acústica submarina.

4.6 Estatus de conservación.

El delfín común *T. truncatus* es una de las especies de cetáceos más extendidas y abundantes, hasta la fecha no hay evidencia que las amenazas estén resultando en una disminución de la población a nivel mundial. Esta especie fue incluida como de menor preocupación (LC) en la Lista Roja en 2008 y sigue siendo de menor preocupación en esta evaluación actualizada (Wells *et al.*, 2019). En la lista nacional se encuentra vulnerable (VU) y la especie entera está ubicada en el Apéndice II de CITES (UNEP-WCMC, 2021). La subpoblación occidental, subespecies del Mar Mediterráneo y del Mar Negro (*T. t. Ponticus*) figuran en el Apéndice I de la Convención sobre Especies migratorias (CMS), se le ha otorgado un estatus de protección especial bajo el Anexo II de la Directiva de Hábitats de la Unión Europea. La caza comercial de cetáceos del Mar Negro incluido el delfín *T. truncatus*, fueron prohibidos en 1966 en la ex URSS, Bulgaria y Rumania, y en 1983 en Turquía. Los delfines comunes ha sido protegido en los Estados Unidos bajo el nombre de mamíferos marinos Ley de Protección desde 1972 (Wells *et al.*, 2019).

4.7 Manejo de la especie.

De las más de 30 especies de delfines que existen, *T. truncatus* es la más común y más conocida de la familia; Las poblaciones costeras de delfín común a menudo son pequeños y residentes y muchos de ellos están amenazados por las actividades humanas, donde esta especie se captura de incidental en artes de pesca en toda su área de distribución, pero faltan datos cuantitativos sobre las tasas de captura incidental para la mayoría de las áreas (Wells *et al.*, 2019).

Sin embargo, se cazan en algunas áreas (San Vicente, Sri Lanka, Japón, Indonesia, Oeste África), las capturas de delfines para cebo, para consumo humano o para reducir la competencia con las pesquerías en todo el mundo (Wells & Scott, 1999, 2018). En una revisión global del uso de cetáceos como cebo en las pesquerías, los delfines nariz de botella se encontraban entre los utilizados con más frecuencia (Mintzer *et al.*, 2018). Se informó que se utilizaban como cebo en Ghana, Italia, México, Nigeria, Venezuela y España (Wells *et al.*, 2019). En Perú, algunas pesquerías artesanales costeras de al menos un puerto toman delfines comunes como cebo, usando arpones, mientras que alrededor del 57% de los delfines mulares comunes capturados en redes de enmalle como captura incidental se descartan en el mar; la medida en que ocurren tales tomas en otras partes de la costa peruana no se conoce (Mangel *et al.* 2010). Esta especie se captura oportunísticamente con arpón en Sri Lanka (Ilankoon, 1997).

Además, los delfines comunes son a veces extraído de la naturaleza y mantenido bajo cuidado humano para exhibición pública, investigación y formación para apoyar funciones militares y civiles específicas en el mar. Son cada vez más los objetos de actividades de observación de delfines (turismo) Ello se debe a su naturaleza sociable y su inteligencia lo convierten en la estrella de muchos espectáculos (Wells *et al.*, 2019).

En muchos lugares de su distribución, se encuentran en aguas costeras, poniéndoles en contacto con actividades humanas. Se conocen y se sospechan de problemas con la conservación por lo menos para: (a) el Criterio Subpoblación en peligro de extinción del delfín mular de Fiordland en Nueva Zelanda (Currey *et al.*, 2013), (b) la Subespecie del delfín mular del Mar Negro en peligro de extinción (Birkun, 2012), (c) La subpoblación marina del Mediterráneo es vulnerable (Bearzi *et al.*, 2008, 2012) y los delfines en (d) Sri Lanka (Leatherwood & Reeves 1989); (e) Perú, Ecuador y Chile (Read *et al.* 1988, Van Waerebeek *et al.*, 1990, Sanino *et al.*, 2005, Mangel *et al.*, 2010); (f) Taiwán (Wang *et al.*, 1999 en Wells *et al.*, 2019); (g) Japón (Kasuya, 2017) y (h) Golfo de California, México (Segura-García *et al.* 2018).

5 *Chelonia mydas* (Linnaeus, 1758)

5.1 Taxonomía

Reino: Animalia	Filo: Chordata	Clase: Sauropsida-Reptilia	Orden: Testudines
Familia: Cheloniidae	Género: Chelonia	Especie: <i>Chelonia mydas</i>	

Tabla 5. Taxonomía de *Chelonia mydas*

5.2 Distribución y abundancia

La tortuga verde tiene una distribución circumglobal, ocurriendo a lo largo de los trópicos y, en menor medida, aguas subtropicales de donde son nativas con un rango comprendido en el Océano Atlántico - centro este, noreste, noroeste, sureste, suroeste, centro occidental; Océano Índico: oriental, occidental; Mar Mediterráneo; Océano Pacífico - centro oriental, noroeste, suroeste, centro occidental) (Seminoff, 2004). Las tortugas verdes son altamente migratorias que inician con actividad de complejos movimientos y migraciones a través de hábitats geográficamente dispares. El anidamiento ocurre en más de 80 países de todo el mundo (Hirth, 1997). Sus movimientos dentro del medio marino son poco comprendidos, pero se cree que las tortugas verdes habitan las aguas costeras de más de 140 países (Groombridge & Luxmoore, 1989; Seminoff, 2004).

En su distribución se consideran dos subpoblaciones de *Chelonia mydas*, la **Subpoblación atlántica**, puede ser encontrada generalmente por todo el océano Atlántico, tan al norte de Canadá en el Atlántico Occidental, y en las islas británicas en el Atlántico oriental. El rango sur de la subpoblación del atlántico esta extiende hasta el extremo sur de África y el este hasta Argentina en el Atlántico Occidental. Los más grandes sitios de anidación en la región pueden ser encontrados en distintas islas del Caribe, a lo largo de las costas este de los Estados Unidos, la costa este de América del Sur, la costa caribeña en Costa Rica, y en islas aisladas en el Atlántico Sur. En el Caribe, los sitios de mayor importancia para la anidación han sido identificados en la Isla de Aves, las Islas Vírgenes de los Estados Unidos, Puerto Rico y Costa Rica, uno de los sitios más importantes para la anidación de la tortuga verde en la región es Tortuguero, en Costa Rica. (Bjorndal *et al.*, 1999; Troëng & Rankin, 2005), la gran mayoría de la población caribeña de *Chelonia mydas* proviene de pocas playas ubicadas en Tortuguero, por lo tanto se convierte en uno de los sitios más importantes del mundo para *C. mydas* (Lahanas *et al.*, 1998; Seminoff, 2002). De igual forma en las costas de los Estados Unidos, se han identificado sitios importantes, el estado de Georgia, Carolina del Norte y del Sur, y a lo largo de la costa en Florida. Sitios de anidación en Suramérica incluyen las playas en Surinam y la Guayana Francesa. (Girondot & Fretey, 1996). En el sur del océano Atlántico, el sitio de anidación más notable está en la isla de Ascensión. (Witherington *et al.*, 2006), en esta isla en particular, la anidación ocurre con un volumen de 6.000 hasta 13.000 nidos individuales de tortuga al año. (Godley *et al.*, 2001; Seminoff, 2002)

La **Subpoblación indo-pacífica**, en el océano Pacífico se distribuye desde el norte a la costa sur de Alaska, hasta el sur de Chile. En el Pacífico occidental, frecuentan Japón y algunas partes al sur de Rusia. En el hemisferio sur, llegan hasta el extremo norte de Nueva Zelanda y algunas islas al sur de Tasmania, pueden ser halladas por toda la extensión del océano Índico. La tortuga verde del Pacífico tiene sitios de anidación en México, el archipiélago de Hawái, el Pacífico Sur, la costa norte de Australia y el Sureste Asiático. En el océano Índico, los mayores sitios de anidación han sido encontrados en la India, Pakistán y otros países costeros de la región. Algunos pocos sitios de anidación han sido reportados a lo largo de la costa este del continente africano, incluyendo algunas islas en aguas alrededor de Madagascar. Los sitios de anidación de las tortugas verdes del Pacífico Oriental están ampliamente estudiados a lo largo de la costa mexicana. Se ha descubierto que estas tortugas se alimentan de pasto marino en el golfo de California (Seminoff *et al.*, 2002) Las tortugas verdes que pertenecen a la subpoblación hawaiana anidan en la sección protegida de French Frigate Shoals, unos 800 km al oeste de las islas hawaianas. En las Filipinas, las tortugas verdes anidan en las Turtle Islands junto con las tortugas carey. Hay también algunos sitios de anidación en Indonesia, uno de ellos en la Reserva nacional Meru Betiri, en Java Oriental. Las tortugas verdes en la Gran

barrera de coral tienen dos poblaciones genéticamente distintas; una en el norte de la Gran Barrera y la otra en el sur. Dentro del arrecife, se han identificado veinte distintas ubicaciones separadas, que consisten en pequeñas islas y cayos, que sirven como sitios de anidación para *Chelonia mydas*. De estos, el más importante es el ubicado en la isla Raine (Dobbs, 2007; Tucker & Read, 2001). A unos 25 kilómetros de la costa de Pakistán, se encuentra la isla Astola, es otra playa reconocida para la anidación. (Groombridge & Luxmoore, 1989; Asrar, 1999)

Poblaciones mundiales de tortuga verde *Chelonia mydas* se estima conservadoramente que han disminuido entre un 37% y un 61% durante los últimos 141 años (Seminoff, 2002). Como consecuencia, la especie está clasificada como en peligro mundial (UICN, 2021). Uso extractivo de tortugas verdes para huevos, carne y se cree que otros productos son la razón principal del declive (Seminoff, 2002).

5.3 Ecología

5.3.1 Hábitat

Como la mayoría de las tortugas marinas, las tortugas verdes son altamente migratorias, alternan en tres distintos tipos de hábitat utilizando una amplia gama de localidades dependiendo de las etapas de su vida (Hirth, 1997). Las playas de anidación son los lugares donde regresan para poner sus huevos, al salir de la playa de anidación, se plantea la hipótesis que las crías comienzan una fase oceánica (Carr, 1987), luego de anidar, se sabe que durante los primeros cinco años de vida, las tortugas pasan la mayor parte del tiempo en zonas de convergencia en el océano abierto flotando pasivamente en los principales sistemas de corrientes que sirven como terrenos de desarrollo en mar abierto, las tortugas jóvenes son muy poco vistas pues nadan en aguas profundas (Carr & Meylan, 1980; Witham, 1991).

Después de varios años en la zona oceánica, estas tortugas reclutan ha áreas neríticas de desarrollo ricas en pastos marinos y / o algas marinas donde se alimentan y crecen hasta la madurez pasando la mayor parte de su tiempo en aguas costeras poco profundas ricas en pasto marino. Esta especie en particular es reconocida por ser muy selectiva en cuanto a los sitios de alimentación y apareamiento, tanto que generaciones enteras pueden migrar alternativamente entre las mismas áreas de anidación y apareamiento (Musick & Limpus, 1997).

A diferencia de muchas tortugas marinas, las cuales pasan gran parte de su vida adulta en el océano, las tortugas verdes del Pacífico pueden ingresar a playas aisladas durante el día para tomar el sol. Al alcanzar la madurez sexual, las tortugas verdes comienzan las migraciones reproductivas entre áreas de alimentación y áreas de anidación que se realizan cada pocos años (Hirth, 1997). Estas migraciones son realizadas por machos y hembras atravesando zonas oceánicas que a menudo abarcando miles de kilómetros (Carr, 1986; Mortimer & Portier, 1989). Durante los períodos no reproductivos los adultos residen en áreas de alimentación neríticas costeras que a veces coinciden con hábitats de desarrollo juvenil (Limpus *et al.*, 1994, Seminoff *et al.*, 2003).

5.3.2 Hábitos Alimenticios

La ecología y dieta de *Chelonia mydas* cambia drásticamente en cada una de las etapas de su vida. Por ejemplo, las tortugas recién nacidas son organismos carnívoros, pelágicos, parte del mini-necton del océano abierto y las tortugas juveniles y las adultas son encontradas frecuentemente en pastos marinos cerca de la costa, como los herbívoros. Las *Chelonia mydas* adultas son mayoritariamente herbívoras, se alimentan casi exclusivamente de varias especies de pasto marino y macroalga (Asrar, 1999). Han sido observadas apacentando en varias especies de macroalgas, específicamente, *Caulerpa*, *Turbinaria*, *Spyridia*, *Codium* y *Ulva*; los estudios de contenido estomacal evidenciaron que consumen diversas algas marinas, con el alga roja filamentosa *Gracilariopsis lemaneiformis* la más abundante; otros géneros comunes incluyeron *Gracilaria*, *Codium*, *Ulva* y *Chaetomorpha*. Las tortugas también aumentaron su dieta con materia animal; Se identificaron 25 alimentos que no son alga, incluyendo

esponjas, gusanos de tubo, corrales marinos y liebres marinas. (Seminoff *et al.*, 2002), las tortugas adultas son completamente herbívoras, las jóvenes subsisten de una cantidad de invertebrados marinos (Reich *et al.*, 2007).

Las presas predilectas son las medusas y larvas de crustáceos pequeños. La ingesta de material vegetal crece proporcionalmente con la edad, hasta que como adultos son exclusivamente herbívoros. Aunque se ha alegado que las tortugas verdes no se alimentan mientras están en sus áreas respectivas de anidación, se ha descubierto que las tortugas encinta sí se alimentan en las aguas que rondan estos sitios. (Tucker & Read, 2001). A diferencia de sus sitios de anidación, que se encuentran bastante concentrados, *Chelonia mydas* se alimenta en sitios muy distribuidos a través de la región (Witherington *et al.*, 2006).

5.3.3 Reproducción

La especie parece ser la más longeva de todas las tortugas marinas (Hirth, 1997) y las estimaciones de longevidad reproductiva oscilan entre 17 y 23 años (Carr *et al.*, 1978, Fitzsimmons *et al.*, 1995). Datos de la población aparentemente prístina de tortuga verde muestra una vida reproductiva media de 19 años (Chaloupka *et al.*, 2004). La duración de la generación se basa en la edad hasta la madurez más la mitad de la edad reproductiva de longevidad (Pianka, 1974). Aunque parece haber una variación considerable en la duración de la generación entre las especies de tortugas marinas, es evidente que todas son de maduración relativamente lenta y de larga vida (Chaloupka & Musick 1997). Las tortugas verdes exhiben tasas de crecimiento particularmente lentas y la edad hasta la madurez de La Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN: *Chelonia mydas* - publicada en 2004. Por lo tanto, basado en el rango de edades de madurez sexual (26 a 40 años) y longevidad reproductiva de la no perturbada australiana stock (19 años), las longitudes de generación utilizadas para esta evaluación varían de 35,5 años a 49,5 años (Seminoff, 2002).

Luego de aparearse en el agua, las hembras se desplazan hasta la playa sobre la línea de marea alta. Al llegar a un sitio adecuado de anidación, la hembra cava un hoyo en la arena con sus aletas traseras y deposita los huevos. El número de huevos depende de la edad de la tortuga y difiere entre especies, pero en *C. mydas* oscila entre 100 y 200 huevos, luego de depositar los huevos, la hembra cubre el nido con arena y regresa al mar (Seminoff, 2002).

Luego de 45 a 75 días, los huevos se parten. Como sucede con otras tortugas marinas, los huevos de *C. mydas* se rompen durante la noche y las nuevas tortuguillas se dirigen instintivamente hacia el borde del agua. Este es indudablemente el tiempo más peligroso en la vida de una tortuga, cuando van rumbo al agua, pues varios depredadores como las gaviotas o los cangrejos atrapan muchas de ellas. Un porcentaje significativo de tortuguillas nunca llega al agua. Al igual que con otras especies de tortuga marina, poco se sabe de las primeras etapas en la vida de las *C. mydas* (Witherington *et al.*, 2006). Luego de este viaje hacia el mar, las tortugas pasan de tres a cinco años en el océano abierto como carnívoras, para luego, conforme van entrando en la edad adulta, se tornan poco a poco más herbívoras y frecuentan aguas menos profundas (Reich *et al.*, 2007) Se especula que tardan de 20 a 50 años para alcanzar la madurez. Se sabe que las tortugas alcanzan edades de hasta 80 años (Seminoff, 2004)..

Las tortugas verdes migran grandes distancias entre sus lugares de alimentación seleccionados y las playas donde nacieron. Algunas *C. mydas* han nadado distancias de hasta 2.600km para llegar a sus lugares de desove (Blanco *et al.*, 2012). Las tortugas maduras regresarán usualmente a la misma playa exacta donde nacieron, como muchas especies que son encontradas en amplias zonas latitudinales, las épocas de apareamiento varían entre las distintas poblaciones. Para casi todas las *Chelonia mydas* en el Caribe, la época de apareamiento va desde junio hasta septiembre. La subpoblación de la Guyana Francesa anida entre marzo y junio (Girondot & Fretey, 1996). En los trópicos, las tortugas verdes anidan a lo largo del año, con algunas subpoblaciones en épocas específicas del año, se reproducen de forma usual como lo hacen las tortugas marinas sin embargo, las hembras controlan el apareamiento y los machos no pueden forzar a las hembras a aparearse. Aunque no parece ofrecer una mayor supervivencia a las crías, unas pocas poblaciones practican la poliandria cuando se aparean (Lee & Hays, 2004).

5.4 Amenazas generales.

Existen varias amenazas para la supervivencia de la especie. Estas incluyen la caza de las tortugas por su carne, adornos y productos cosméticos, el saqueo de sus nidos en busca de los huevos, la ingesta de residuos sólidos y las redes pesqueras donde mueren ahogadas, la contaminación como sustrato y detritos antropogénicos como ya que las bolsas de plástico y el cordón de nailon se recuperaron comúnmente en muestras de dieta de las tortugas (Seminoff *et al.*, 2002) y pérdida del hábitat debido a la expansión de los sitios de habitación humana siendo una importante causa en la pérdida de los sitios de anidación de la tortuga verde. Además, ciertas especies exóticas invasoras pueden además afectar negativamente a las tortugas verdes, como se ha evidenciado en un estudio reportando la "incrustación" masiva del gasterópodo invasor *Rapana venosa* sobre juveniles de tortuga verde en el Río de la Plata (Uruguay) (Seminoff, 2004; Lezama *et al.*, 2013).

5.5 Impacto del Proyecto Cobre Panamá sobre la especie.

Pérdida o modificación del hábitat de las poblaciones dentro de la huella del proyecto, posible efecto colateral de malas prácticas en las acciones de construcción y operación del proyecto, probables eventos de contaminación por derrames cerca del área costera o estuarios, construcciones que modifiquen el área de anidación de las tortugas, contaminación sonora y lumínica en momentos de anidamiento.

5.6 Estatus de conservación.

Como especie esta reconocida en peligro de extinción (EN) por la UICN y está listada en el Apéndice I de CITES desde el 3 de mayo de 2007, en la lista nacional esta clasificada bajo la categoría de peligro de extinción (EN), es ilegal importar, exportar, matar, capturar o perturbar a las tortugas verdes, su explotación está prohibida en casi todos los países del mundo. Es ilegal capturar, dañar o matar tortugas de este tipo. Adicionalmente, algunos países han implementado varias leyes para proteger a las tortugas y sus sitios de anidación dentro de su jurisdicción. Sin embargo, la población de tortugas aún está en peligro de extinción debido a algunas prácticas humanas.

5.7 Manejo de la especie.

Adicionalmente al trabajo de las entidades globales como la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y CITES, algunos países en específico alrededor del mundo con jurisdicción sobre sitios de anidación y alimentación de la tortuga han hecho esfuerzos individuales para la conservación y la protección de la especie (Seminoff, 2004).

El turismo ecológico ha sido un impulso importante en Sabah, Borneo. Personal en la isla recolecta algunos de los huevos que son depositados cada noche y los colocan en un ambiente de protección contra depredadores. La incubación de los huevos toma aproximadamente 60 días. Una vez abiertos, se permite a los turistas a que asistan en la liberación de las tortuguillas en el mar. El Servicio de Pesca y Vida Silvestre de los Estados Unidos clasificó *C. mydas* como especie en peligro, haciendo así que sea una ofensa federal la captura o matanza de las tortugas. En parte a esto, la subpoblación hawaiana de la tortuga verde ha aumentado considerablemente en cantidad, y también se han desarrollado iniciativas de eco-turismo. Estudiantes de la *Hawaii Preparatory Academy* han etiquetado miles de tortugas desde principios de los años 90. En el Reino Unido, la especie está protegida por el *Biodiversity Action Plan*. La rama en Pakistán del Fondo Mundial para la Naturaleza ha iniciado varios proyectos para proteger la anidación de tortugas desde los 80s. Sin embargo, la población de tortugas ha continuado en disminución por una serie de factores (Asrar, 1999; Seminoff, 2002, 2004).

En el atlántico, las iniciativas de conservación se han centrado alrededor de los sitios de anidación en el Caribe. En las playa de anidación en Parque nacional Tortuguero, en Costa Rica se han impuesto límites a la recolección de

huevo de tortuga desde la década de 1950. Dos décadas después, el Parque nacional Tortuguero fue establecido en 1976 para asegurar la protección de los sitios de anidación en la zona (Bjorndal *et al.*, 1999; Troëng & Rankin, 2005). En la isla Ascensión, donde se encuentran unas de las playas de anidación más importantes para la especie, se ha implementado un programa activo de conservación. La organización de conservación Karumbé desde 1999 monitorea las áreas de alimentación y desarrollo de la tortugas verdes en Uruguay (Seminoff, 2002, 2004).

6 *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766)

6.1 Taxonomía

Reino: Animalia	Filo: Chordata	Clase: Sauropsida-Reptilia	Orden: Testudines
Familia: Cheloniidae	Género: <i>Eretmochelys</i>	Especie: <i>Eretmochelys imbricata</i>	

Tabla 6. Taxonomía de *Eretmochelys imbricata*

Nombre común Tortuga Carey

6.2 Distribución y abundancia

La tortuga carey *Eretmochelys imbricata* tiene una distribución circumglobal en zonas tropicales y, en menor medida, subtropicales. Aguas del Océano Atlántico, Océano Índico y Océano Pacífico. Las tortugas carey son migratorias e individuales emprender movimientos complejos a través de hábitats geográficamente dispares durante su vida. La anidación de tortugas carey ocurre en al menos 70 países, aunque gran parte de ella ahora solo en densidades bajas, sus movimientos dentro del medio marino son menos conocidos, pero se cree que las tortugas carey habitan aguas costeras en más de 108 países (Groombridge & Luxmoore, 1989; Baillie & Groombridge, 1996; Mortimer *et al.*, 2008).

Tiene una amplia área de distribución, y se la puede encontrar principalmente en aguas tropicales de los océanos Índico, Pacífico y Atlántico. De todas las especies de tortugas de mar, *E. imbricata* es una de las más asociadas con aguas tropicales. Se conoce la existencia de dos subpoblaciones principales, la del Atlántico y la del Índico-Pacífico (FAO, 1990; Mortimer *et al.*, 2008), considerándose dos subpoblaciones.

En el Atlántico **las Subpoblaciones** pueden llegar al oeste como el golfo de México, y el área de distribución alcanza hasta el sur del continente africano (Grossman *et al.*, 2007). El límite norte del área de distribución de la especie se extiende hasta el estrecho de Long Island y a lo largo del borde norte de los Estados Unidos (Pope, 1939) A pesar de ser una tortuga tropical, se han visto ejemplares de esta especie en áreas de latitudes tan altas de los Estados Unidos como Massachusetts y el estrecho de Long Island, también se las ha llegado a ver en aguas de Virginia (Pope, 1939; Mitchell, 1994), al otro lado del Atlántico, se han observado tortugas carey en las frías aguas del canal de la Mancha, el avistamiento más al norte del que se tiene conocimiento, la región más al sur en la que se han visto ejemplares es el cabo de Buena Esperanza, en África (FAO, 1990; Formia *et al.*, 2003; Grossman *et al.*, 2007). En el Caribe, son conocidas en la costa brasileña, al sur de Florida y Hawái, también son observadas en las playas de Antigua y Barbuda, Costa Rica tiene lugares de anidamiento de *E. imbricata*, concretamente en las proximidades del parque nacional Tortuguero (Bjorndal *et al.*, 1993; Mortimer *et al.*, 2008; Blanco *et al.*, 2012),

Cuba es conocida por ser una zona de alimentación para las poblaciones de tortugas carey caribeñas (Heppell & Crowder, 1996), las aguas de la isla de Mona en Puerto Rico también sirven de lugar de alimentación a esta especie (Bowen *et al.*, 1996). Las costas sur y este de la República Dominicana cuentan también con lugares de desove y hábitats para juveniles, estas poblaciones se encuentran en zonas protegidas como la Isla Saona en parque nacional del Este y el parque nacional Jaragua (León & Diez, 1999).

La subpoblación indo-pacífica esta extendida a lo largo de toda la región. En el océano Índico, las tortugas carey se observan a lo largo de toda la costa oriental del continente africano, incluyendo los mares a los alrededores de Madagascar y los grupos de islas vecinas. En el océano Índico se extiende a lo largo de la costa de Asia, incluyendo el golfo Pérsico y el Mar Rojo, por todo el litoral del subcontinente indio pasando a través del archipiélago indonesio y la costa noroeste de Australia hasta la zona norte de Nueva Zelanda (Mortimer *et al.*, 2008). La población más al norte de la región se sitúa en las aguas del extremo sudoeste de la península de Corea y el archipiélago japonés. Al otro lado del Pacífico, se observan desde el extremo norte de la península de Baja California, en México, y a lo largo de las aguas de Centroamérica, especialmente en la Bahía de Jiquilisco en El Salvador debido a que esta zona alberga aproximadamente el 40 % de la población en todo el pacífico oriental, esta especie reside durante todo el año en la Bahía usando los canales del estero para alimentarse y aparearse, asimismo el resto se extiende por toda la zona de América del Sur hasta el extremo norte de Chile (FAO, 1990; Mortimer *et al.*, 2008). En las Filipinas existen varios lugares de nidificación y se encontraron tortugas carey en la isla de Boracay, un pequeño grupo de islas al suroeste del archipiélago filipino se denomina *Turtle Islands* (Alcala, 1980).

En Australia *E. imbricata* nidifica en la isla Milman, en la Gran Barrera de Coral (Loop *et al.*, 1995)

En el océano Índico, el lugar más al oeste donde se tiene conocimiento sobre nidos de tortugas carey es en la isla Cousine, en las Seychelles, donde la especie está protegida legalmente desde 1994. Las islas interiores e islotes de las Seychelles, como la isla de Aldabra, son reconocidos buenos lugares de alimentación para ejemplares jóvenes (Hitchins *et al.*, 2004).

6.3 Ecología

6.3.1 Hábitat

Los adultos se encuentran principalmente en arrecifes de coral tropicales, general observan a largo del día descansando en cuevas, salientes y en alrededor de arrecifes. Es una especie de marcado carácter migratorio, encontrándose en una amplia variedad de hábitats, desde el mar abierto hasta lagunas y manglares en estuarios (Lutz *et al.*, 2002; Rowley, 2020). Aunque no se sabe mucho sobre las preferencias de hábitat durante sus primeros años de vida se asume que, al igual que otras tortugas marinas jóvenes, son completamente pelágicas, las crías recién emergidas ingresan al mar y son transportados por las corrientes marinas a los principales sistemas de giro donde permanecen hasta llegar a un caparazón longitud de unos 20 a 30 cm. En ese punto se reclutan en un hábitat de forrajeo de desarrollo nerítico que puede comprender arrecifes de coral u otros hábitats de fondo duro, pastos marinos, lechos de algas o bahías de manglares y arroyos o marismas (Musick & Limpus, 1997), y hacen del mar abierto su hogar hasta que alcanzan la madurez (Houghton *et al.*, 2003). A medida que aumentan de tamaño, las tortugas carey inmaduras habitualmente habitan una serie de hábitats de desarrollo, con cierta tendencia para habitar sitios más profundos (Van Dam & Diez, 1997; Bowen *et al.*, 2007).

Una vez maduros sexualmente, emprender migraciones de reproducción entre zonas de alimentación y áreas de reproducción a intervalos de varios años (Witzell, 1983, Dobbs *et al.*, 1999, Mortimer & Bresson, 1999). Estudios genéticos de población mundial han demostrado la tendencia de las tortugas marinas hembras a regresar para reproducirse en su colonia natal (Bowen & Karl, 1997), a pesar de que de jóvenes pueden haber buscado alimento en hábitats de desarrollo ubicados a cientos o miles de kilómetros de la playa natal. Mientras que las tortugas carey

emprenden largas migraciones, una parte de los juveniles puede asentarse en hábitats de alimentación cerca de sus playas de origen (Bowen *et al.*, 2007). y anidan en playas arenosas insulares y continentales en los trópicos y subtrópicos. Son altamente migratorios y utilizan una amplia gama de localidades y hábitats ampliamente separados durante su vida (Witzell, 1983).

6.3.2 Hábitos Alimenticios

Al igual que otras especies de tortugas marinas, las tortugas carey contribuyen a las redes alimentarias marinas y costeras y al transporte de nutrientes dentro de los océanos (Bouchard & Bjorndal 2000), siendo componentes importantes de ecosistemas de arrecifes de coral saludables y principalmente esponjívoros en el Caribe (Meylan, 1988), aunque se sabe que son omnívoras, su principal alimento son las esponjas, constituyendo entre el 70 % y el 95 % de la dieta de las poblaciones de la especie en la zona del Caribe. Sin embargo, como ocurre con muchos esponjívoros, esta tortuga se alimenta sólo de algunas especies seleccionadas, ignorando muchas otras. En sitios donde son principalmente esponjívoras, apoyan que el arrecife se mantenga saludable mediante el control de esponjas que de otro modo competirían con los corales constructores de arrecifes por el espacio (Hill, 1998, León & Bjorndal 2002, Bjorndal & Jackson, 2003).

Las poblaciones del Caribe se alimentan principalmente de esponjas de la clase Demospongiae, y más concretamente las pertenecientes a los órdenes Astrophorida, Spirophorida y Hadromerida (Meylan, 1988). Entre las especies de esponjas de las que se tiene conocimiento que forman parte de la dieta de estas tortugas se incluye *Geodia gibberosa* (Mitchell, 1994). Las carey también se alimentan de algas y cnidarios, como medusas y anémonas de mar (Rowley, 2020), también se alimentan de un peligroso hidrozoo como la fragata portuguesa *Physalia physalis* (Mitchell, 1994).

Las carey han demostrado ser muy flexibles y resistentes a sus presas. Algunas de las esponjas que le sirven de alimento, como *Aaptos aaptos*, *Chondrilla nucula*, *Tethya actinia*, *Spheciospongia vesparium* y *Suberites domuncula*, son altamente tóxicas (muchas veces letales) para otros organismos, se sabe que *E. imbricata* escoge especies de esponja que poseen una cantidad significativa de espículas silíceas, como *Ancorina*, *Geodia*, *Ecionemia* y *Placospongia* (Meylan, 1988). Con la excepción de algunos peces muy especializados de los arrecifes de coral, como el pez payaso (*Amphiprion* spp.), no se conoce ningún otro vertebrado capaz de tolerar una dieta tan tóxica (Chacón, 2004). Sin embargo, son más omnívoro en el Indo-Pacífico (Bjorndal, 1997). Consumen cantidades relativamente grandes de algas en el norte de Australia, corales en la región de la Gran Barrera de Coral, y otras combinaciones de forrajes dependiendo del hábitat (Mortimer & Donnelly, 2008).

6.3.3 Reproducción

Hasta el día de hoy se desconocen muchos temas sobre su ciclo de vida, se sabe que tienen intervalos de anidación de entre dos y cuatro años, aunque este periodo puede variar de nueve meses a diez años, según la zona; utilizan preferentemente lagunas aisladas de islas remotas a lo largo de toda su área de distribución. Se estima que pueden vivir entre 30 y 50 años, Alcanzan la madurez sexual entre los 20 y los 40 años de edad (Chacón, 2004) aunque, debido a la falta de datos, no se sabe con exactitud la edad que pueden alcanzar en estado salvaje (Mortimer & Donnelly, 2008). Como otras tortugas marinas, las carey son solitarias durante la mayor parte de su vida; sólo se agrupan durante la época de apareamiento. Con anterioridad se las consideraba sedentarias, pero actualmente se sabe que son de marcado carácter migratorio (Schafer, 1962).

La época de apareamiento de la carey atlántica transcurre normalmente entre abril y noviembre. Para las poblaciones del océano Índico, como las de las Seychelles, esta discurre entre septiembre y febrero. De igual forma que sucede con otras tortugas marinas, las carey se aparean en aguas poco profundas cerca de las playas donde probablemente nidificarán (Chacón, 2004; Mortimer & Donnelly, 2008).

Tras el acoplamiento, las hembras arrastran sus pesados cuerpos hasta la playa durante la noche. Entonces se encargan de limpiar una zona y cavar un agujero donde depositarán sus huevos, usando sus aletas traseras. Después la hembra efectúa la puesta de huevos en el nido y cubre de inmediato los huevos con arena. Los nidos de *E. imbricata* del Caribe y de Florida generalmente contienen unos 140 huevos, aunque pueden llegar a 250, sin embargo, las nidadas notificadas en el golfo Pérsico son sensiblemente inferiores, con un promedio de unos 90 huevos (Chacón, 2004). Tras el prolongado proceso, de varias horas de duración, la hembra vuelve al mar. La puesta es el único momento en que las tortugas carey abandonan el mar (Rowley, 2020).

La tortugas recién nacidas, que generalmente pesan menos de 24 gramos, abandonan el nido durante la noche después de aproximadamente dos meses. Estos recién nacidos presentan colores oscuros y el caparazón, en forma de corazón, mide aproximadamente 2,5 centímetros de longitud. De forma instintiva se dirigen al mar, atraídos por el reflejo de la Luna sobre el agua (un proceso que puede ser perturbado por fuentes de luz antropogénicas). Las crías que no alcancen el agua antes del amanecer probablemente terminen siendo alimento de diversos predadores, como cangrejos y aves limícolas (Rowley, 2020).

La carey se cruza fácilmente con otras tortugas marinas, como las tortugas bobas (*Caretta caretta*). Ciertos híbridos encontrados en Brasil o en Florida fueron viables y fértiles porque existían por lo menos desde dos generaciones (Marcovaldi *et al.*, 1999; Bass, 1999). Se descubrió también un híbrido de tortuga verde (*Chelonia mydas*) en Surinam (Karl *et al.*, 1995; Mortimer & Donnelly, 2008). Poco se sabe sobre los primeros años de vida de las crías: tras alcanzar el mar, se cree que inician una etapa de vida pelágica (como otras tortugas marinas), durante un periodo de tiempo indeterminado. Aunque se desconoce su tasa de crecimiento, cuando los ejemplares jóvenes alcanzan cerca de 35 cm, pasan de un estilo de vida pelágico a uno asociado a los arrecifes de coral (Chacón, 2004).

6.4 Amenazas generales.

Debido a la dureza de sus caparazones, no tienen grandes predadores y existen pocas criaturas que sean capaces de morder a través de su concha protectora. Los tiburones y los cocodrilos marinos son algunos de sus depredadores naturales, también se tiene conocimiento de que algunas especies de pulpos y de peces pelágicos se alimentan de tortugas adultas, entre otros oportunistas que depredan las crías (Buxton & Branch, 1983; Rowley, 2020; Arroyo-Arce & Salom-Pérez, 2015).

La real amenaza a lo largo de todo el mundo, es que las tortugas carey son cazadas por los seres humanos, aunque esta práctica sea ilegal en muchos países. En algunas partes del mundo se capturan por ser consideradas un alimento exquisito. Desde el siglo v a. C. las tortugas de mar, incluidas las carey, se vienen consumiendo en China (Schafer, 1962). Muchas culturas también usan los caparazones de estas tortugas con fines decorativos y son tan demandadas que alcanzan elevados precios en el mercado. El material que conforma las placas de su caparazón se denomina carey, es el material utilizado en varios complementos personales, como las monturas de las gafas, anillos o pulseras y en multitud de objetos decorativos (Chacón, 2004). En 1994 Japón dejó de importar caparazones de tortugas carey de otras naciones, anteriormente, el comercio de caparazones de carey japonés era de aproximadamente 30 000 kg de caparazones al año (Heppell & Crowder, 1996). En occidente sus caparazones ya eran utilizados por los antiguos griegos y romanos para la joyería, como peines, cepillos y anillos (Casson, 1982). La mayor parte del comercio mundial de sus caparazones se produce en el Caribe. En 2006, se comprobó que se disponía de una gran cantidad de caparazones en los países de la región, como la República Dominicana y Colombia (Mortimer & Donnelly, 2008).

6. 5 Impacto del Proyecto Cobre Panamá sobre la especie.

Pérdida o modificación del hábitat de las poblaciones dentro de la huella del proyecto, posible efecto colateral de malas prácticas en las acciones de construcción y operación del proyecto, probables eventos de contaminación por

derrames cerca del area costera o estuarios, construcciones que modifiquen el área de anidación de las tortugas, contaminación sonora y lumínica en momentos de anidamiento.

6.6 Estatus de conservación.

En 1996 esta especie fue incluida en la Lista Roja de la UICN de especies amenazadas, clasificada como especie en peligro crítico de extinción (CR) (Mortimer & Donnelly, 2008), en la lista nacional igualmente se encuentra en peligro crítico de extinción (CR) y en el CITES esta en el Apéndice I.

Su estatus como especie amenazada de extinción, fue cuestionada con anterioridad con dos propuestas que alegaban que esta tortuga (junto con otras tres especies) contaba con varias poblaciones estables significativas a lo largo de todo el mundo. Esas peticiones fueron rechazadas por la UICN basándose en su análisis de los datos presentados por la *Marine Turtle Specialist Group* (MTSG) que mostrando que la población mundial de tortugas carey se había reducido en un 80 % en las tres últimas generaciones de la especie, y que no se había producido ningún aumento significativo de las poblaciones desde 1996. A la vista de estos datos, la UICN asignó la consideración de *en peligro crítico* (CR, A1) en el estatus de la especie. Sin embargo no se le aplicó el grado A2, porque la UICN consideró que no había datos suficientes que demostraran que su población fuera a tener una disminución de más del 80 % en el futuro (Mortimer & Donnelly, 2008).

Fue catalogada por primera vez como especie amenazada por la UICN en 1982. Mantuvo esta consideración durante varias revaluaciones: en 1986, 1988, 1990, y 1994, hasta su consideración como especie en peligro crítico de extinción en 1996 (Mortimer & Donnelly, 2008)..

La especie (junto con toda la familia Cheloniidae) fue incluida en el Apéndice I del convenio sobre el Comercio Internacional de Especies de Fauna y Flora Salvaje Amenazadas (CITES). Por este convenio, es ilegal la importación o exportación de productos derivados de estas tortugas, así como matar, capturar o acosar ejemplares de esta especie (Mortimer & Donnelly, 2008).

6.7 Manejo de la especie.

Existe un consenso general sobre la consideración de las tortugas marinas, incluida *Eretmochelys imbricata*, como mínimo como especies amenazadas, debido a su longevidad, crecimiento lento y tardía madurez, así como su lenta tasa de reproducción. Muchas tortugas adultas mueren por la acción de los seres humanos, tanto deliberadamente como accidentalmente. Además, los lugares de anidación de las tortugas también están amenazados por la invasión humana y animal. Se sabe de algunos pequeños mamíferos que asaltan sus lugares de anidada y desentierran los huevos de las tortugas (Rowley, 2020). En las Islas Vírgenes de los Estados Unidos, los nidos de *E. imbricata* (junto con otros nidos de tortugas marinas como *Dermochelys coriacea*) son frecuentemente atacados por mangostas tras la puesta (Nellis & Small, 1983). Las medidas que se describen brevemente a continuación se tratan con mayor detalle en los Descripciones Regionales que buscan mitigar el estado actual de la tortuga según Mortimer & Donnelly, (2008).

1- Tratados y Acuerdos. Las tortugas carey se benefician globalmente de la inclusión en CITES, la Convención sobre Comercio internacional de especies amenazadas de fauna y flora Silvestres (incluidas en el Apéndice I) y CMS, la Convención sobre Especies Migratorias (incluida en los Apéndices I y II). Los acuerdos regionales también ayudan para conservar las tortugas carey y sus hábitats (medidas contempladas en resúmenes regionales, Apéndice II).

2- Conciencia pública. El interés en las tortugas carey y otras especies de tortugas marinas está en su punto más alto alrededor del mundo. El interés por el ecoturismo va en aumento.

3- Creación de capacidad. Mayor número de biólogos y conservacionistas que se centran en las tortugas marinas en todo el mundo benefician a las tortugas carey.

4- Áreas protegidas. Los santuarios de anidación y alimentación protegen a las tortugas carey aunque son efectivos la aplicación sigue siendo un objetivo difícil de alcanzar en muchos.

5- Legislación y aplicación. Numerosos países han prohibido temporal o permanentemente todos explotación de tortugas marinas y sus huevos y están tratando de mejorar la aplicación de las normas internacionales prohibiciones sobre el comercio de conchas de tortuga.

7. *Dermochelys coriacea* (Vandelli, 1761)

7.1 Taxonomía

Reino: Animalia	Filo: Chordata	Clase: Sauropsida-Reptilia	Orden: Testudines
Familia: Dermochelyidae	Género: <i>Dermochelys</i>	Especie: <i>Dermochelys coriacea</i>	

Tabla 7. Taxonomía de *Dermochelys coriacea*

Nombre común: tortuga laúd, tortuga Baula

7.2 Distribución y abundancia

Las tortugas laúd se distribuyen en casi todos los océanos del mundo, con sitios de anidación en playas de arena tropical y alimentación, aventurándose mucho más al norte o sur que otras tortugas marinas gracias a su peculiar sistema de regulación de la temperatura corporal rangos que se extienden a latitudes templadas y subpolares (Eckert *et al.*, 2012). Siendo nativas en el Atlántico centro occidental, Atlántico suroeste, Atlántico centro este, Atlántico noreste, Atlántico noroeste, Atlántico sureste, Océano Índico al oeste, Océano Índico este, Mediterráneo y Mar Negro, Pacífico suroeste, Pacífico centro occidental, Pacífico noreste, Pacífico centro este, Pacífico noroeste, Pacífico sureste. (Wallace *et al.*, 2003, 2013; Benson *et al.*, 2011).

Se encuentra en todos los mares tropicales o subtropicales y es la única especie de su familia (Eckert *et al.*, 1999). En los meses de verano, las tortugas laúd son comunes en la zona que van desde el golfo de Maine al norte hasta Florida en el sur. Han sido observadas también al norte del golfo de San Lorenzo, en Canadá. Las tortugas laúd del océano Pacífico son más vistas a menudo en las islas Hawái, donde se sabe que se congregan al norte del archipiélago (Eckert *et al.*, 2006). Cuando se aproxima el invierno se dirigen al sur, al mar Caribe y las zonas costeras de América del Sur y África, donde se encuentran con las tortugas procedentes de Europa (Benson *et al.*, 2011). En este último lugar, gracias a la corriente del Golfo, se aventuran aún más al norte durante los meses veraniegos, y han llegado a ser vistas de forma esporádica frente a las costas de Noruega y en el mar Báltico. Las poblaciones del este de Asia emigran hacia las costas de Indonesia, Australia y el océano Índico, las recapturas se conoce que esta especie de tortuga realiza migraciones transoceánicas, por ejemplo individuos marcados en Gabón, África, han sido recapturados en aguas del océano Atlántico sudoccidental (Billes *et al.*, 2006; Witt *et al.*, 2008).

7.3 Ecología

7.3.1 Hábitat

Esta especie hace viajes de miles de kilómetros y se alimenta principalmente de medusas. Se orientan con la ayuda del campo magnético y abandona cada año las aguas tropicales para ir a las aguas polares siguiendo la corriente

del Golfo. (Dodge *et al.*, 2011; Heaslip, *et al.*, 2012). Las tortugas prefieren aguas profundas pero se agrupan más a menudo cuando arriban a tierra. En el verano son vistas frecuentemente tomando el sol cerca de la superficie, particularmente en el estuario de Long Island, estas agregaciones aumentan la probabilidad de ser heridas al colisionar con las hélices de los barcos (Gerle, & Di Giovanni, 1998; Belmahi *et al.*, 2020). *D. coriacea* es una tortuga marina oceánica que se sumerge profundamente en mares tropicales, subtropicales y subpolares. Las tortugas laúd realizan migraciones extensas entre diferentes áreas de alimentación en diferentes estaciones, y de las áreas de anidación. Las tortugas laúd se alimentan principalmente de medusas, salpas y sifonóforos. (Eckert *et al.*, 2012).

7.3.2 Hábitos Alimenticios

La tortuga laúd es un gran depredador marino, son altamente migratorias y pasan la mayor parte de su vida sumergidas o en alta mar, donde sus hábitos de alimentación son difíciles de observar (Dodge *et al.*, 2011), inexplicablemente depende de una dieta de zooplancton gelatinoso de baja energía (Heaslip, *et al.*, 2012). *Dermochelys coriacea* subsisten gracias a una dieta de medusas y algas marinas. Debido a la naturaleza transparente de sus presas, las tortugas laúd a menudo se asfixian comiendo trozos de plástico a la deriva, Se han encontrado ejemplares muertos con bolsas de plástico, piezas de plástico duro e hilo de pescar en el estómago (Bugoni *et al.*, 2001; Mrosovsky *et al.*, 2009).

Los resultados sugieren que las tortugas laúd que buscan alimento, consumen principalmente las medusas escifozoos, *Cyanea capillata*, *Chrysaora quinquecirrha* y ctenóforos, mientras que una proporción menor de su dieta proviene de salpas holoplanctónicas y mariposas marinas (Cymbuliidae). Nuestros resultados son consistentes con las observaciones históricas de las tortugas laúd que se alimentan de presas escifozoos en esta región y ofrecen una nueva perspectiva sobre las diferencias relacionadas con el tamaño el sexo en la dieta de la tortuga laúd (Dodge *et al.*, 2011). En otros estudios se determinó que la medusa melena de león (*Cyanea capillata*) es la presa dominante (83-100%), también se consumen la medusa luna (*Aurelia aurita*). Este estudio proporciona evidencia de que las tácticas de alimentación utilizadas por las tortugas laúd en las aguas del Atlántico canadiense son altamente rentables y nuestros resultados son consistentes con las estimaciones de ganancia de masa antes de la migración hacia el sur (Heaslip *et al.*, 2012).

7.3.3 Reproducción

La biología de la tortuga laúd en el mar es poco conocida, la investigación se ha limitado casi exclusivamente a estudios de hembras anidadoras, que se aparean en el mar cada tres o cuatro años, volviendo a las playas donde ellas mismas nacieron para depositar sus huevos. Los movimientos de los machos de tortuga y el momento, la ubicación de la actividad de apareamiento siguen siendo desconocidos. La migración de los machos y la residencia en aguas adyacentes a las playas de anidación de baja latitud en el Atlántico occidental sugieren que aquí es donde ocurre el apareamiento, y la migración de regreso a estas áreas revela la fidelidad de los machos a los sitios de reproducción al igual que las hembras (James *et al.*, 2005).

Una hembra puede dejar hasta cien huevos en cada deposición. El primer apareamiento se produce después de que la tortuga haya cumplido diez años. Las hembras suelen producir varias (3-10) nidadas de 60-90 huevos en intervalo entre una puesta y la siguiente es de unos nueve días en una temporada reproductiva, por lo general, tienen un intervalo de re-migración de varios años (dos o más) entre temporadas reproductivas posteriores (Eckert *et al.*, 2012). Las playas de anidación deben estar cubiertas de arena blanda y tener una zona de agua costera poco profunda. Esto se debe a que sus blandas conchas se dañan fácilmente con las rocas duras. Esto es una fuente de vulnerabilidad para las tortugas debido a que estas playas son susceptibles de erosionarse (Eckert, 1987).

Los huevos se incuban durante 60 días. Al igual que otros reptiles, la temperatura ambiente del nido determina el sexo de las crías. En el Pacífico americano, el principal lugar de anidamiento es Playa Grande (Shillinger *et al.*, 2008), ubicada en el parque nacional Marino Las Baulas, en la provincia de Guanacaste de Costa Rica. Se ha demostrado que existe un corredor biológico marino de estos reptiles en el Pacífico, que abarca 7000 km de viaje, en una travesía que incluye Costa Rica como sitio de desove, luego las Islas Galápagos en Ecuador (donde repostan para continuar la travesía, pero no desovan) y finalmente, Sudamérica, donde la ruta se ramifica (Shillinger *et al.*, 2008).

La edad de madurez de la tortuga laúd es incierta y las estimaciones varían ampliamente (ver Jones *et al.*, 2011 para una revisión). Las estimaciones informadas caen entre 9 y 15 años, según la esqueletocronología (Zug & Parham, 1996), y inferencias de estudios de marcado-recaptura (Dutton *et al.*, 2005). Además, la esqueletocronología actualizada analiza la edad estimada de madurez de la tortuga laúd entre 26 y 32 años (media de 29 años) (Avens *et al.*, 2009). Extrapolaciones de curvas de crecimiento en cautiverio bajo condiciones térmicas y tróficas controladas sugirió que el tamaño en la madurez podría alcanzarse en 7-16 años (Jones *et al.*, 2011). Por tanto, un alto grado persiste la variación e incertidumbre sobre la edad de madurez de la tortuga laúd en la naturaleza. Asimismo, la tortuga laúd se desconoce la esperanza de vida. Los Criterios de la Lista Roja de la UICN definen la duración de la generación como la edad promedio de los padres en una población; mayor que la edad de madurez y más joven que el individuo maduro mayor edad (IUCN, 2011). Por lo tanto, para fines de esta evaluación, estimamos que la duración de la generación es de 30 años o igual a la edad de madurez. (estimado en 20 años en promedio), más una estimación conservadora de la vida media reproductiva de 10 años, como asumido por Spotila *et al.*, (1996).

7.4 Amenazas generales.

Las amenazas a las tortugas laúd varían en el tiempo y el espacio, el impacto es relativo a las poblaciones, debido a que la alta probabilidad de ser depredados al arrastrarse hacia el agua, donde los principales depredadores de las crías de tortugas laúd son, los cangrejos fantasma (*Ocypode occidentalis*), las garzas azules (*Ardea herodias*) y las garzas nocturnas de corona amarilla (*Nycticorax violaceus*) durante la noche, y los caracaras con cresta (*Caracara plancus*) durante el día. A veces se ven amenazadas por la depredación de animales domésticos. Es probable que la mortalidad de las crías debido a actividades relacionadas con los seres humanos aumente en el futuro debido a la creciente presión del turismo en el Parque Nacional Marino Las Baulas (Tomillo *et al.*, 2010). Cuando los machos de tortuga se encuentran en aguas adyacentes a las colonias de anidación, sus movimientos diferían de los reportados para las hembras anidadoras, y las hembras se encontraban más lejos de la costa, los machos de tortuga laúd pueden ser vulnerables a enredarse en artes de pesca costera en aguas adyacentes a las playas de anidación (James *et al.*, 2005).

Las categorías de amenazas que afectan a las tortugas marinas, incluidas las tortugas laúd, fueron descritas por Wallace *et al.*, (2011) como: 1) Pesca captura incidental: captura incidental de tortugas marinas en artes de pesca dirigidas a otras especies; 2) Toma: directa utilización de tortugas o huevos para uso humano (es decir, consumo, productos comerciales); 3) Desarrollo Costero que afecta el hábitat crítico de las tortugas: alteración de los ambientes costeros inducida por el hombre debido a construcción, dragado, modificación de playas, etc.; 4) Contaminación y patógenos: contaminación marina y desechos que afectan a las tortugas marinas (es decir, por ingestión o enredo, desorientación causada por luces artificiales), así como los impactos de patógenos generalizados (por ejemplo, virus del fibropapiloma) en la salud de las tortugas; 5) Cambio climático: impactos actuales y futuros del cambio climático en las tortugas marinas y sus hábitats (por ejemplo, el aumento de la temperatura de la arena en las playas de anidación que afecta la proporción de sexos de las crías, el aumento del nivel del mar, las tormentas frecuencia e intensidad que afectan los hábitats de anidación, etc.). Los impactos relativos de las amenazas individuales para todas las subpoblaciones de tortugas laúd fueron evaluadas por Wallace *et al.*, (2011). La captura incidental de la pesca se clasificó como la mayor amenaza para las tortugas laúd a nivel

mundial, seguida por el consumo humano de huevos, carne, u otros productos, y desarrollo costero. Debido a la falta de información, la contaminación y los patógenos se solo se calificó como que afecta a tres subpoblaciones y el cambio climático solo se calificó en dos subpoblaciones. Esfuerzos mejorados para evaluar y reducir los impactos de estas amenazas en Las tortugas laúd y otras especies de tortugas marinas deben ser una alta prioridad para la conservación futura esfuerzos.

7. 5 Impacto del Proyecto Cobre Panamá sobre la especie.

Pérdida o modificación del habitat de las poblaciones dentro de la huella del proyecto, siendo un efecto colateral de malas practicas en las acciones de construccion y operación del proyecto, promoviendo la contaminación por derrames quimicos cerca del area costera o estuarios, construcciones que modifiquen el area de anidacion de las tortugas, contaminación sonora y luminica en momentos de anidamiento.

7.6 Estatus de conservación.

En Estados Unidos, la tortuga laúd ha sido clasificada como en peligro a lo largo de toda su distribución desde 1970. Se le ha incluido también en la Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas (CITES). Esto hace que sea ilegal herir o matar las tortugas. Las tortugas laúd están protegidas por diversas convenciones, leyes nacionales e internacionales, tratados, acuerdos y memorandos de entendimiento. La IUCN la clasifica como vulnerable (VU), y en la lista nacional esta listada como peligro critico (CR), CITES la clasifica en el Apendice I. (Wallace *et al.*, 2013).

Una lista parcial de instrumentos internacionales de conservación que brindan protección legislativa a las tortugas laúd son: Anexo II del Protocolo SPAW al Convención (un protocolo sobre áreas especialmente protegidas y vida silvestre); la inclusión de la tortuga laúd en Apéndice I de CITES (Convención sobre el Comercio Internacional de Especies Amenazadas de Fauna y Flora Silvestres); y Apéndices I y II de la Convención sobre Especies Migratorias (CMS); la Convención Interamericana para la Protección y Conservación de las Tortugas Marinas (IAC); el Memorando de Entendimiento sobre el Conservación y Manejo de Tortugas Marinas y sus Hábitats del Océano Índico y Sureste Asia (IOSEA); el Memorando de Entendimiento sobre la Conservación y Protección de las Tortugas Marinas de la ASEAN; y el Memorando de entendimiento sobre medidas de conservación para las tortugas marinas del Costa atlántica de África. Esfuerzos a largo plazo para reducir o eliminar las amenazas a las tortugas laúd en su anidación (Wallace *et al.*, 2013).

7.7 Manejo de la especie.

La anidación de la tortuga laúd *Dermochelys coriacea* ha disminuido en las playas del Pacífico y, como resultado, la especie se considera en peligro crítico. Sin embargo, las poblaciones atlánticas también son importantes para la supervivencia de la especie y, por lo tanto, realizamos un estudio para cuantificar el tamaño y la tendencia de anidación de la colonia de tortugas laúd en el Caribe de Costa Rica y Panamá. Los resultados de marcas muestran que las hembras post-anidantes de la colonia se dispersan por todo el Caribe, el Golfo de México y el Atlántico Norte. Los resultados de los censos aéreos y de seguimiento se utilizaron para estimar entre 5,759-12,893 nidos por año entre el río San Juan y la playa Chiriquí, lo que la convierte en la cuarta colonia más grande del mundo (Wallace *et al.*, 2013).

Alguas playas han tenido éxito en muchos lugares (por ejemplo, Dutton *et al.*, 2005, Chacón-Chaverri y Eckert, 2007, Santidrián Tomillo *et al.*, 2007, Sarti Martínez *et al.*, 2007) pero no en todos los lugares (por ejemplo, Chan y Liew, 1996). Reducir la captura incidental de tortuga laúd se ha convertido en un enfoque principal para muchos proyectos de conservación en el mundo, y algunos esfuerzos de mitigación se muestran prometedores (Watson *et al.*, 2005; Gilman *et al.*, 2006, 2011). Sin embargo, persisten las amenazas para las tortugas laúd, en particular la

mortalidad por captura incidental y el consumo de huevos, y en algunos lugares, continúan obstaculizando la recuperación de la población (Alfaro-Shigueto *et al.*, 2011, 2012; Tapilatu *et al.*, 2013; Wallace *et al.*, 2013).

Para que las poblaciones de tortuga laúd agotadas se recuperen, la más prevalente y Las amenazas impactantes deben reducirse dondequiera que ocurran, ya sea en las playas de anidación o en la alimentación. hábitats migratorios u otros (Bellagio, 2008; Wallace *et al.*, 2011, 2013); un enfoque holístico que aborda las amenazas en todas las etapas de la historia de la vida (Dutton & Squires, 2011). Por lo tanto, los esfuerzos actuales de conservación, las protecciones legales y los recursos que apoyan esos mecanismos debe mantenerse, y aumentarse, siempre que sea posible, para revertir la disminución de la población y sostener tendencias poblacionales estables y crecientes entre las subpoblaciones de tortugas laúd. Esfuerzos regionales y locales para proteger a las tortugas laúd, sus crías y sus hábitats deben diseñarse para hacer frente a las amenazas en escalas apropiadas, y se implementa con la participación de las partes interesadas apropiada (Wallace *et al.*, 2013).

Los resultados del monitoreo de tres playas (Tortuguero, Pacuare y Gandoca) se utilizaron para examinar cualquier tendencia temporal en la anidación mediante regresión no paramétrica. La anidación pareció disminuir levemente entre 1995 y 2003, pero la tendencia podría ser un artefacto de variación interanual en el número de nidos. Las explicaciones de la diferencia en las tendencias de anidación durante los últimos 15 años para las colonias del Pacífico (disminución rápida) y el Caribe (disminución leve o estable) incluyen: (1) el éxito de eclosión en las playas del Caribe ha sido mayor debido a la anidación dispersa, (2) la captura incidental de la pesca ha sido mayor en el Pacífico y (3) menos superposición entre las áreas de pesca y los hábitats de las tortugas laúd en el Atlántico. Se requiere la cuantificación de la mortalidad causada por el hombre en todas las etapas de la vida y el conocimiento de los hábitats marinos utilizados por las tortugas laúd del Atlántico para facilitar el desarrollo y la implementación de estrategias efectivas para reducir las amenazas y evitar que se repita la disminución que ha ocurrido en la población del Pacífico. (Troëng *et al.*, 2004)

Plan de acción la conservación de fauna marina Edl						
Línea de Acción	Metas	Objetivos	Actividades	Indicadores (KPI)	Presupuesto de Ejecución	Plazo de Ejecución
	Proteger in situ, dentro de áreas protegidas las poblaciones existentes de fauna marina Edl.	Proteger el hábitat de fondo rocoso de la costa de Donoso	Establecer un área protegida marina de 2 hectáreas.	Evaluación de Alternativas para el Establecimiento de un área protegida Marina de 2 Ha.	\$ 17,200	1 año
				Declaración de un área protegida Marina de 2 Ha	\$ 65,700	5 años
		Monitorear el estado de conservación de las poblaciones de tortugas marinas.	Realizar Censos de rastros en las playas Caimito y Playa Punta Rincón	Indicadores de cantidad, estado y manejo de cada nido censado.	\$ 25,000	5 años
				Indicadores de éxito de eclosión de nidos y emergencia-	\$ 25,000	5 años
	Lograr que los habitantes de las comunidades aledañas y trabajadores del proyecto sean sensibilizados respecto a la importancia de la conservación de las especies de reptiles marinos Edl.	Complementar el currículum de educación ambiental de los niños y jóvenes de las comunidades ubicadas dentro del área de influencia del proyecto Cobre Panamá.	Elaborar un Plan de Comunicación orientado a estudiantes de los colegios presentes dentro del área de influencia del proyecto.	Se cuenta con un Plan de Educación y Comunicación sobre las especies Edl	\$ 5,000	1 año
			Implementación de un Programa de Educación Ambiental y Divulgación sobre Tortugas Marinas.	Cantidad de personas sensibilizadas en la importancia de la conservación de las tortugas marinas	\$ 10,000	5 años
		Disminuir la presión de la extracción de huevos de tortuga.	Implementar un programa de charlas e inducciones sobre las acciones para la conservación de tortugas para cambiar las actitudes locales hacia las tortugas marinas.	Disminución de la caza furtiva de tortugas y colecta ilegal de huevos de tortuga en las comunidades objetivo.	\$ 10,000	5 años

V. Monitoreo de implementación.

El monitoreo de la implementación del plan se establece en un plazo de 3 años contados a partir de su aprobación. Se espera que a medio término de la ejecución se hayan implementado el 100% de las actividades con plazos de ejecución inferiores a tres años y cerca del 50% de las actividades con plazos de ejecución de 5 años.

Para el seguimiento de la implementación Minera Panamá aportará la evidencia de las actividades realizadas y mediante la ejecución de reuniones se estimará el avance en la implementación de las actividades contenidas en el plan. Producto de esta evaluación se prepara un informe: Estado de la implementación del Plan de Acción para la conservación de mamíferos EdI en donde además de los resultados de la evaluación se presentarán recomendaciones y sugerencias para el término de la vigencia del plan.

El monitoreo de la efectividad de las medidas implementadas se realizará al final del periodo de vigencia de este plan de acción e implica hacer partícipe de la evaluación a expertos locales, entidades gubernamentales y actores claves para la conservación de especies de peces, mamíferos, artrópodos y reptiles marinos.

Se recomienda la realización de una actividad tipo taller, en donde se evalúen los cambios en el estado de conservación de las especies de mamíferos EdI a nivel regional, nacional y local para el área de uso múltiple de Donoso. En esta actividad se documentarán las opiniones de expertos, se compartirá evidencia en la forma de documentos o resultado de las campañas de monitoreo de mamíferos de forma que se pueda evaluar si existen cambios en la estructura de las comunidades de mamíferos terrestres y/o en las poblaciones de las especies de mamíferos EdI en el área de influencia de la mina de cobre de Minera Panamá.

Producto de este taller se elaborará el documento: Estado de conservación de la fauna marina EdI dentro de la zona de influencia de Minera Panamá, este documento servirá de base para la preparación de un nuevo plan de acción para la conservación de fauna marina EdI para un periodo de 3 a 5 años.

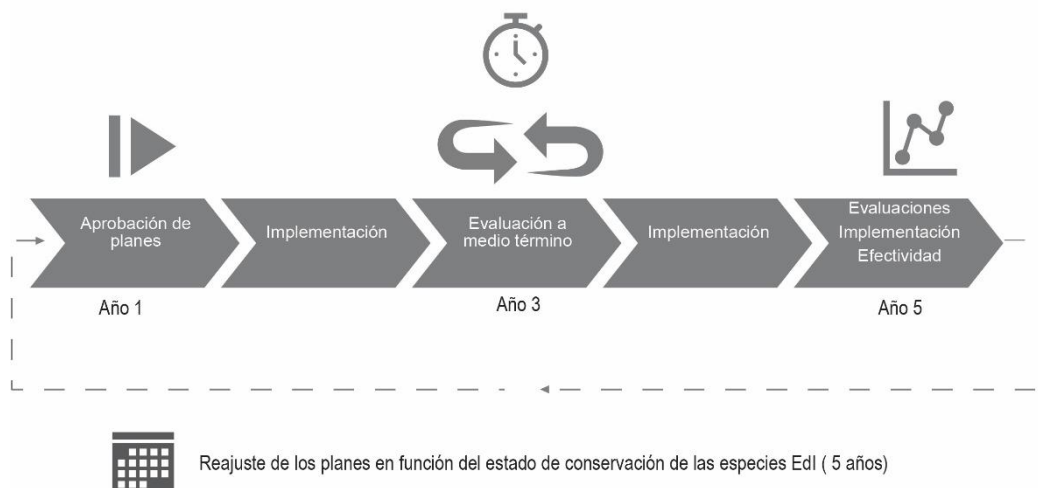


Diagrama 1: Esquema del seguimiento de la implementación y efectividad del plan de acción para la conservación de mamíferos EdI

VI. Referencias bibliográficas

- Aguilar-Perera, A., González-Salas, C., Tuz-Sulub, A. & Villegas-Hernández, H. 2009. Fishery of the Goliath grouper, *Epinephelus itajara* (Teleostei: Epinephelidae) based on local ecological knowledge and fishery records in Yucatan, Mexico. *Revista de Biología Tropical* 57(3): 557-566.
- Alcala, A. C., 1980. Observations on the ecology of the Pacific Hawksbill turtle in the central Visayas, Philippines. *Philippines Journal of Fisheries Research* 5 (2): 42-52.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Bernedo, F., Dutton, P.H., Seminoff, J.A. & Godley, B.J. 2011. Small scale fisheries of Peru: a major sink for marine turtles in the Pacific. *Journal of Applied Ecology* 48: 1432-1440.
- Alfaro-Shigueto, J., Mangel, J.C., Dutton, P.H., Seminoff, J.A. & Godley, B.J. 2012. Trading information for conservation: a novel use of radio broadcasting to reduce turtle bycatch. *Oryx* 46: 332-339.
- Allen, M. C.; Read, A. J.; Gaudet, J. & L. S. Sayigh. 2001. Fine-scale habitat selection of foraging bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* near Clearwater, Florida. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 222: 253–264.
- Anderson, W., Claro, R., Cowan, J., Lindeman, K., Padovani-Ferreira, B., Rocha, L.A. & Sedberry, G. 2015. *Anisotremus virginicus*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2015: e.T194409A2333098. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2015-4.RLTS.T194409A2333098>.
- Arroyo-Arce, S., & Salom-Pérez, R. 2015. Impact of jaguar *Panthera onca* (Carnivora: Felidae) predation on marine turtle populations in Tortuguero, Caribbean coast of Costa Rica. *Revista de Biología Tropical*, 63(3), 815-825.
- Asrar, F. F. 1999. Decline of marine turtle nesting populations in Pakistan. *Marine Turtle Newsletter*, 83, 13-14.
- Aubin, D. J.; Ridgway, S. H.; Wells, R. S. & H. Rhinehart. 1996. Dolphin thyroid and adrenal hormones: circulating levels in wild and semidomesticated *Tursiops truncatus*, and influence of sex, age, and season. *Marine Mammal Science*. 12(1): 1-13.
- Avens, L., Taylor, J.C., Goshe, L.R., Jones T.T. & Hastings, M. 2009. Use of skeleton chronological analysis to estimate the age of leatherback sea turtles *Dermochelys coriacea* in the western North Atlantic. *Endangered Species Research* 8: 165-177.
- Azzellino, A.; Gaspari, S.; Airoidi, S. & B. Nani. 2008. Habitat use and preferences of cetaceans along the continental slope and the adjacent pelagic waters in the western Ligurian Sea. *Deep Sea Research I*. 55: 296-323.
- Baillie, J. & Groombridge, B. (eds). 1996. *IUCN Red List of Threatened Animals*. pp. 378. International Union for Conservation of Nature, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.
- Baisre, J.A. & Cruz, R. 1994. Cuban spiny lobster fishery. In: B.F. Phillips, J.S. Cobb and J. Kittakam (eds), *Spiny lobster management*, pp. 119-132. Fishing News Books, Oxford.

Baldwin, R.M., Van Waerebeek, K. & Gallagher, M. 1999. A review of cetaceans from waters off the Arabian Peninsula. In: M. Fisher, S.A. Ghazanfur and J.A. Soalton (eds), *The Natural History of Oman: A Festschrift for Michael Gallagher*, pp. 161-189. Backhuys Publishers.

Barrios, N. B. 1993. Feeding ecology and foraging strategies of bottlenose dolphins on the central east coast of Florida. PhD thesis, University of Miami.

Barros N. B. & D. K. Odell. 1990. Food habits of bottlenose dolphins in the southeastern United States. 309–328. En: Leatherwood, S. & Reeves R. R. (eds.) *The bottlenose dolphin*. Academic Press. San Diego, CA, USA. 653 pp.

Barros N. B. & R. S. Wells. 1998. Prey and feeding patterns of resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in Sarasota Bay, Florida. *J. Mammal.* 79: 1045–1059.

Bass, A. L. 1999. Genetic Analysis to Elucidate the Natural History and Behavior of Hawksbill Turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Wider Caribbean: a Review and Re-Analysis. *Chelonian Conservation and Biology*, 3(2), 195-199.

Bastida, R. & D. Rodríguez. 2003. Mamíferos Marinos de Patagonia y Antártida. 1ª ed. Buenos Aires. Vázquez Maziini Editores. 208 pp.

Bearzi, G., Fortuna, C. & Reeves, R. 2012. *Tursiops truncatus* (Mediterranean subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T16369383A16369386. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012-1.RLTS.T16369383A16369386.en>

Bearzi, G.; Agazzi, S.; Bonizzoni, S.; Costa, M. & A. Azzellino. 2008. Dolphins in a bottle: abundance, residency patterns and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the semi closed eutrophic Amvrakikos Gulf, Greece. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*. 18, 130–146.

Bearzi, G.; Fortuna, C. M. & R. Reeves. 2008b. Ecology and conservation of common bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Mediterranean Sea. *Mammal Rev. Journal compilation*. 32 pp.
Bearzi, G.; Notarbartolo-Di-Sciara, G. & E. Politi. 1997. Social ecology of bottlenose dolphins in the Kvarnerić (Northern Adriatic Sea). *Marine Mammal Science*. 13(4): 650-668.

Behringer, D. C., Butler IV, M. J., & Shields, J. D. 2009. The Epidemiological Status of PaV1, and the Effects of Infection on Caribbean Spiny Lobster (*Panulirus argus*) Condition, Olfaction, and Predation Risk.

Bejder, L.; Dawson, S. M., & J. A., Harraway. 1999. Responses by Hector's dolphins to boats and swimmers in Porpoise Bay, New Zealand. *Marine Mammal Science*. 15: 738–750.

Bellagio Report. 2008. Bellagio Sea Turtle Conservation Initiative: strategic planning for long-term financing of Pacific Leatherback conservation and recovery: Proceedings of the Bellagio Sea Turtle Conservation Initiative, Terengganu, Malaysia; July 2007. WorldFish Center Conference Proceedings 1805, The WorldFish Center, Penang, Malaysia. 79 p.

Belmahi, A. E., Belmahi, Y., Benabdi, M., Bouziani, A. L., Darna, S. A., Bouslah, Y., & Bouderbala, M. 2020. First study of sea turtle strandings in Algeria (western Mediterranean) and associated threats: 2016–2017. *Herpetozoa*, 33, 113.

Benson, S. R., Eguchi, T., Foley, D. G., Forney, K. A., Bailey, H., Hitipeuw, C., Samber, B., Tapilatu, R., Rei, V., Ramohia, P., Pita, J. & Dutton, P. H. 2011. Large-scale movements and high-use areas of western Pacific leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*. *Ecosphere*, 2(7), 1-27.

Ben W., D. R. 1995. The ecology of bottlenose dolphins in the Moray Firth, Scotland: a population at the Northern extreme of the species' range. Thesis of Doctor of Philosophy. University of Aberdeen. Scotland. 201 pp.

Bertoncini, A.A., Aguilar-Perera, A., Barreiros, J., Craig, M.T., Ferreira, B. & Koenig, C. 2018. *Epinephelus itajara*; IUCN *The IUCN Red List of Threatened Species 2018*, errata version publicada en 2019.

Billes, A., Fretey, J., Verhage, B., Huijbregts, B., Giffoni, B., Prosdocimi, L., & Tiwari, M. 2006. First evidence of leatherback movement from Africa to South America. *Marine Turtle Newsletter*, 111, 13-14.

Birkun, A. 2012. *Tursiops truncatus* ssp. *ponticus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2012: e.T133714A17771698. . Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2012.RLTS.T133714A17771698.en>

Bjorndal, K. A., Bolten, A. B., & Lagueux, C. J. 1993. Decline of the nesting population of hawksbill turtles at Tortuguero, Costa Rica. *Conservation Biology*, 7(4), 925-927.

Bjorndal, K. A., Wetherall, J. A., Bolten, A. B., & Mortimer, J. A. 1999. Twenty-six years of green turtle nesting at Tortuguero, Costa Rica: an encouraging trend. *Conservation Biology*, 13(1), 126-134.

Bjorndal, K.A. & Jackson, J.B.C. 2003. Role of sea turtles in marine ecosystems-reconstructing the past. In: P.L. Lutz, J.A. Musick and J. Wyneken (eds), *Biology of Sea Turtles*, Vol. II, pp. 259-273. CRC Press, Boca Raton.

Blanco, G. S., Morreale, S. J., Bailey, H., Seminoff, J. A., Paladino, F. V., & Spotila, J. R. 2012. Post nesting movements and feeding grounds of a resident East Pacific green turtle *Chelonia mydas* population from Costa Rica. *Endangered Species Research*, 18(3), 233-245.

Bloch, D. & Mikkelsen, B. 2000. Preliminary estimates of seasonal abundance and food consumption of marine mammals in Faroese waters. NAMMCO.

Bouchard, S.S. & Bjorndal, K.A. 2000. Sea turtles as biological transporters of nutrients and energy from marine to terrestrial ecosystems. *Ecology* 81: 2305-2313.

Boulon Jr, R. 1983. Some notes on the population biology of green *Chelonia mydas* and hawksbill *Eretmochelys imbricata* turtles in the northern U.S. Virgin Islands; 1981-1983. Report to NMFS, Grant No. NA82-GA-A-00044.

Bowen, B. W., Bass, A. L., Garcia-Rodriguez, A., Diez, C. E., Van Dam, R., Bolten, A., Bjorndal, k., Miyamoto, M. & Ferl, R. J. 1996. Origin of hawksbill turtles in a Caribbean feeding area as indicated by genetic markers. *Ecological Applications*, 6(2), 566-572.

Bowen, B.W. & Karl, S.A. 1997. Population genetics, phylogeography, and molecular evolution. In: Lutz, P.L. and Musick, J.A. (eds), *The Biology of Sea Turtles*, pp. 29-50. CRC Press, Boca Raton.

Bowen, B.W., Grant, W.S., Hillis-Starr, Z., Shaver, D.J., Bjorndal, K.A., Bolten, A.B. & Bass, A.L. 2007. Mixed Stock analysis reveals the migrations of juvenile hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in the Caribbean Sea. *Molecular Ecology* 16: 49-60.

Briones-Fourzán, P., Castañeda-Fernández de Lara, V., Lozano-Álvarez, E. & Estrada-Olivo, J. 2003. Feeding ecology of the three juvenile phases of the spiny lobster *Panulirus argus* in a tropical reef lagoon. *Marine Biology* 142, 855–865 (2003). <https://doi.org/10.1007/s00227-003-1013-z>

Brough, T. E., Guerra, M. & Dawson, S. M. 2015. Photo-identification of bottlenose dolphins in the far south of New Zealand indicates a 'new', previously unstudied population. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 49: 150-158.

Buckstaff, K. C. 2004. Effects of watercraft noise on the acoustic behavior of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in Sarasota Bay, Florida. *Mar. Mamm. Sci.* 20 (4): 709-725.

Bullock, L.H., Murphy, M.D., Godcharles, F. & Mitchell, M. E. 1992. Age, growth, and reproduction of jewfish *Epinephelus itajara* in the eastern Gulf of Mexico. *Fish Bull* 90:243–249.

Bugoni, L., Krause, L., & Petry, M. V. 2001. Marine debris and human impacts on sea turtles in southern Brazil. *Marine pollution bulletin*, 42(12), 1330-1334.

Butler MJ, R S. Steneck, & W. F. Herrnkind. 2006. Juvenile and adult ecology, pp. 263-309. In, B. F. Phillips (ed.), *Lobsters: Biology, Management, Aquaculture, and Fisheries*. Blackwell Publishing, Oxford.

Butler MJ IV, Herrnkind WF. 2000. Puerulus and juvenile ecology. In: Phillips BF, Kittaka J (eds) *Spiny lobsters: fisheries and culture*, 2nd edn. Fishing News Books, Oxford, pp 276–301.

Butler, M., Cockcroft, A., MacDiarmid, A. & Wahle, R. 2013. *Panulirus argus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T169976A6697254. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T169976A6697254.en>

Buxton, C. D., & Branch, W. R. 1983. Octopus predation on the Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata* (Cryptodira: Cheloniidae). *The Journal of the Herpetological Association of Africa*, 29(1), 15-17.

Caldwell, M. C. & D. K. Caldwell. 1972. Behavior of marine mammals. 419-465. En: Ridgway, S. H. (Ed.) 1972. *Mammals of the sea: Biology and medicine*. C. C. Thomas. Springfield, IL.

Caldwell, M.; Gaines, M. S.; Rosel, P. & C. H. Hughes. 2001. Behavioral and genetic data clearly distinguish three parapatric *Tursiops truncatus* populations. Abstract. The 14th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. November 28 - December 3, 2001. Vancouver, B.C., Canada.

Cañadas, A.; Sagarminaga, R. & S. García-Tiscar. 2002. Cetacean distribution related with depth and slope in the Mediterranean waters off southern Spain. *Deep Sea Research I*. 49: 2053–2073.

- Carr, A. 1986. *The Sea Turtle: So Excellent a Fish*. University of Texas Press, Austin. 280 pp.
- Carr, A. 1987. New perspectives on the pelagic stage of sea turtle development. *Conservation Biology* 1:103.
- Carr, A. & Meylan, A.B. 1980. Evidence of passive migration of green turtle hatchlings in *Sargassum*. *Copeia* 1980: 366-368.
- Cass-Calay S.L. & Schmidt T.W. 2008. Monitoring changes in the catch rates and abundance of juvenile goliath grouper using the ENP creel survey, 1973–2006. doi:10.3354/esr00139
- Casson, L. 1982. *Periplus Maris Erythraei*: notes on the text. *The Journal of Hellenic Studies*, 102, 204-206.
- Cavaleri-Gerhardinger, L., Carvalho, Marenzi R, Andrade Bertoncini, Á. A., Medeiros, R. P., & Hostim-Silva, M. 2006. Local ecological knowledge on the goliath grouper *Epinephelus itajara* (Teleostei: serranidae) in southern Brazil. *Neotrop Ichthyol* 4:441–450
- Cervigón, F. 1993. Los peces marinos de Venezuela. Fundación Científica Los Roques, Caracas, Venezuela.
- Chacón, D. 2004. La tortuga carey del Caribe: Introducción a su biología y estado de conservación. *WWF-Programa regional para América Latina y el Caribe*, San José, Costa Rica, 38.
- Chacon-Chaverri, D. & Eckert, K.L. 2007. Leatherback sea turtle nesting at Gandoca Beach in Caribbean Costa Rica: management recommendations from fifteen years of conservation. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 101-110.
- Chaloupka, M.Y. & Musick, J.A. 1997. Age, growth, and population dynamics. In: P.L. Lutz and J.A. Musick (eds) *The Biology of Sea Turtles*, pp. 233-273. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Chaloupka, M.Y., Limpus, C.J. & Miller, J.D. 2004. Sea turtle growth dynamics in a spatially disjunct metapopulation. *Coral Reefs* 23: 3
- Chan, E.H. & Liew, H.C. 1996. Decline of the leatherback population in Terengganu, Malaysia, 1956–1995. *Chelonian Conservation and Biology* 2: 196-203.
- Chávez, E.A. 2001. Policy Design for Spiny Lobster (*Panulirus argus*) Management at the Meso American Barrier Reef System. *Crustaceana* 74: 1119-1137.
- Cockcroft, V. G. & G. J. B. Ross. 1990. Age, growth, and reproduction of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* from the east coast of southern Africa. *Fishery Bulletin*. 88 (2): 289-302.
- Connor, R. C. & R. A. Smolker. 1985. Habituated dolphins (*Tursiops* sp.) in Western Australia. *Journal of Mammalogy*. 66: 398-400.
- Corkeron, P.J., M.M. Bryden & K.E. Hedstrom. 1990. Feeding by bottlenose dolphins in association with trawling operations in Moreton Bay, Australia. 329-336. En: Leatherwood, S. & Reeves, R. R. (eds.). *The bottlenose dolphin*. Academic Press. San Diego, California, EEUU. 653 pp.
- Courtenay, W.R. & Sahlman, H.F. 1978. *Pomadasyidae*. FAO, Rome.

Craig M.T., Graham R.T., Torres, R. A., Hyde, J. R., Freitas, M. O., Ferreira, B. P. & Robertson DR. 2008. How many species of goliath grouper are there? Cryptic genetic diversity in a threatened marine fish and the resurrection of a geopolitical species. *Endang Species Res* doi:10.3354/esr00117

Currey, R. J. C., Dawson, S. M. & Slooten, E. 2013. *Tursiops truncatus* (Fiordland subpopulation). The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T194300A67107359. Available at: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T194300A67107359.en>.

Davis, R. W.; Ortega-Ortiz, J. G.; Ribi, C.A.; Evans, W.E.; Biggs, D.C.; Ressler, P. H.; Cady, R. B.; Leben, R. R.; Mullin, K. D. & B. Würsig. 2002. Cetacean habitat in the northern oceanic Gulf of Mexico. *Deep Sea Research I*. 49: 121-142.

de Freitas, M.C., dos Fernandes Vieira, R.H.S. & de Araújo, M.E. 2009. Impact of the Construction of the Harbor at Pecém (Ceara, Brazil) upon Reef Fish Communities in Tide Pools. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 52(1): 187-195.

Depczynski, M. & Bellwood, D.R. 2006. Extremes, plasticity, and invariance in vertebrate life history traits: insights from coral reef fishes. *Ecology* 87: 3119-3127.

Dobbs, K. 2007. Marine turtle and dugong habitats in the Great Barrier Reef Marine Park used to implement biophysical operational principles for the Representative Areas Program.

Dobbs, K.A., Miller, J.D., Limpus, C.J. & Landry Jr, A.M. 1999. Hawksbill turtle, *Eretmochelys imbricata*, nesting at Milman Island, northern Great Barrier Reef, Australia. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 344-361.

Dodge, K. L., Logan, J. M., & Lutcavage, M. E. 2011. Foraging ecology of leatherback sea turtles in the Western North Atlantic determined through multi-tissue stable isotope analyses. *Marine Biology*, 158(12), 2813-2824.

Dutton, D.L., Dutton, P.H., Chaloupka, M. & Boulon, R.H. 2005. Increase of a Caribbean leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting population linked to long-term nest protection. *Biological Conservation* 126: 186-204.

Dutton, P.H. & Squires, D. 2011. A holistic strategy for Pacific sea turtle conservation. In: P.H. Dutton, D. Squires & A. Mahfuzuddin (eds), *Conservation and sustainable management of sea turtles in the Pacific Ocean*, pp. 37-59. University of Hawaii Press, Honolulu, Hawaii.

Eckert, K. L. 1987. Environmental unpredictability and leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*) nest loss. *Herpetologica*, 315-323.

Eckert, K. L., Bjørndal, K. A., Abreu-Grobois, F. A., & Donnelly, M. 1999. Taxonomy, external morphology, and species identification. *Research and management techniques for the conservation of sea turtles*, 21, 11-13.

Eckert, S. A., Bagley, D., Kubis, S., Ehrhart, L., Johnson, C., Stewart, K., & DeFreese, D. 2006. Internesting and postnesting movements and foraging habitats of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*) nesting in Florida. *Chelonian Conservation and Biology*, 5(2), 239-248.

Eckert, K.L., Wallace, B.P., Frazier, J.G., Eckert, S.A. & Pritchard, P.C.H. 2012. Synopsis of the biological data on the leatherback sea turtle (*Dermochelys coriacea*). U.S. Department of Interior, Fish and Wildlife Service, Biological Technical Publication BTP-R4015-2012. Washington, DC.

Ehrhardt, N. M. 2005. Population Dynamic Characteristics and Sustainability Mechanisms in Key Western Central Atlantic Spiny Lobster, *Panulirus Argus*, Fisheries. Bulletin of Marine Science 76(26): 501-526.

Erdman, D.S. 1957. Recent fish records from Puerto Rico. Bull. Mar. Sci. Gulf and Caribbean, vol. 6 (1956), no. 4, pp. 315-340.

Evans, W. E, 1994. Common dolphin, white-bellied porpoise *Delphinus delphis* (Linnaeus, 1758) 191 224. En: Ridgeway, S. H. & Harrison, R. 1994. Handbook of marine mammals. The first book of dolphins, Volume 5. Academic Press. London.

Evers D.C., Graham R.T., Perkins C.R., Michener, R., & Divoll, T. 2009. Mercury concentration in the goliath grouper of Belize: an anthropogenic stressor of concern. 7:249–256.

FAO. 1990. FAO species catalogue. Vol.11: Sea turtles of the world. An annotated and illustrated catalogue of sea turtles species known to date. Márquez M., R. FAO Fisheries Synopsis. No. 125, Vol. 11. Rome, 1990 FAO. 81 p.

FAO/Western Central Atlantic Fishery Commission. 2001. Report on the FAO/DANIDA/CFRAMP/WECAFC Regional Workshops on the Assessment of the Caribbean Spiny Lobster (*Panulirus argus*). FAO, Belize City, Belize.

FAO/Western Central Atlantic Fishery Commission. 2006. Report of the fifth Regional Workshop on the Assessment and Management of the Caribbean Spiny Lobster. Mérida, Yucatán, Mexico, 19–29 FAO Fisheries Report.

Ferguson, M. C.; Barlow, J.; Fieldler, P.; Reilly, S. B. & T. Gerrodette. 2006. Spatial models of delphinid (family Delphinidae) encounter rate and group size in the eastern tropical Pacific Ocean. Ecol. Model. 193: 645-662.

Fitzsimmons, N.N., Tucker, A.D. & Limpus, C.J. 1995. Long-term breeding histories of male green turtles and fidelity to a breeding ground. Marine Turtle Newsletter 68: 2-4.

Formia, A., Tiwari, M., Fretey, J., & Billes, A. 2003. Sea turtle conservation along the Atlantic coast of Africa. *Marine Turtle Newsletter*, 100(1), 33-37.

Francini-Filho, R.B., & Moura R.L. 2008. Evidence for spillover of reef fishes from a no-take marine reserve: An evaluation using the before-after control-impact (BACI) approach. Fisheries Research 93(3): 346-356.

Freitas, R. & Castro, M. 2005. Occurrence of *Panulirus argus* (Latreille, 1804) (Decapoda, Palinuridae) in the northwest islands of the Cape Verde archipelago (central-east Atlantic). Crustaceana 78(10): 1191- 1201.

Friedlander, A.M., Ballesteros, E., Fay, M. & Sala, E. 2014. Marine communities on oil platforms in Gabon, West Africa: High biodiversity oases in a low biodiversity environment. PLOS ONE 9(8): e103709.

Gerle, E., & Di Giovanni, R. 1998. An evaluation of human impacts and natural versus human induced mortality in sea turtles in the New York Bight. In *ANNUAL SEA TURTLE SYMPOSIUM* (p. 187).

Gilman, E., Gearhart, J., Price, B., Eckert, S., Milliken, H., Wang, J., Swimmer, Y., Shiode, D., Abe, O., Peckham, S.H., Chaloupka, M., Hall, M., Mangel, J., Alfaro-Shigueto, J., Dalzell, P. & Ishizaki, A. 2011. Mitigating sea turtle by-catch in coastal passive net fisheries. *Fish and Fisheries* 11(1): 57-88.

Gilman, E., Zollet, E., Beverley, S., Nkano, H., Davis, K., Shiode, D., Dalzell, P. & Kinan, I. 2006. Reducing sea turtle by-catch in pelagic longline fisheries. *Fish and Fisheries* 7: 2-23.

Girondot, M., & Fretey, J. 1996. Leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, nesting in French Guiana, 1978-1995. *Chelonian Conservation and Biology*, 2(2), 204-208.

Godinho, W.O., Lotufo, T.M.C. 2010. Local v. microhabitat influences on the fish fauna of tidal pools in north-east Brazil. *Journal of Fish Biology* 76(3): 487-501.

Godley, B. J., Broderick, A. C., & Hays, G. C. 2001. Nesting of green turtles (*Chelonia mydas*) at Ascension Island, South Atlantic. *Biological Conservation*, 97(2), 151-158.

Goodall, R. N. P., Marchesi, M. C., Pimper, L. E., Dellabianca, N., Benegas, L. G., Torres, M. A. & Ricciardelli, L. 2011. Southernmost records of bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Polar Biology* 34: 1085-1090.

Graham, R.T., Rhodes, K.L., & Castellanos, D.W. 2009 Characterization of the goliath grouper *Epinephelus itajara* fishery of southern Belize for conservation planning. DOI: <https://doi.org/10.3354/esr00187>

Griffin, R. B. & N. J. Griffin. 2003. Distribution, habitat partitioning, and abundance of Atlantic spotted dolphins, bottlenose dolphins, and loggerhead sea turtles on the eastern Gulf of Mexico continental shelf. *Gulf of Mexico Science*. 23-34.

Groombridge, B. & Luxmoore, R. 1989. The Green Turtle and Hawksbill (Reptilia: Cheloniidae): World Status, Exploitation and Trade. Secretariat of the Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora, Lausanne, Switzerland, 601 pp.

Grossman, A., Bellini, C., Fallabrino, A., Formia, A., Mba, J. M., Mba, J. N., & Obama, C. 2007. Second TAMAR-tagged hawksbill recaptured in Corisco Bay, West Africa. *Marine Turtle Newsletter*, 116(26).

Gubbins, C. 2002. Use of home ranges by resident bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in a South Carolina estuary. *Journal of Mammalogy* 83: 178-187.

Guzman, H. M., & Tewfik, A. 2004. Population Characteristics and Co-occurrence of three exploited decapods (*Panulirus argus*, *P. guttatus*, *Mithrax spinosissimus*) in Bocas del Toro, Panama. *Journal of Shellfish Research*.

Halpin, L.R., Towers, J.R., & Ford, J.K. 2018. First record of common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in Canadian Pacific waters. *Marine Biodiversity Records* 11: 3.

- Hammond, P. S. & P. M. Thompson. 1991. Minimum estimate of the number of bottlenose dolphins *Tursiops truncatus* in the Moray Firth, NE Scotland. *Biological Conservation*. 56: 79-87.
- Hastie, G. D.; Wilson, B.; Tufft, L. H. & P. M., Thompson. 2003. Bottlenose dolphins increase breathing synchrony in response to boat traffic. *Mar. Mamm. Sci.* 19: 74–84.
- Heaslip, S. G., Iverson, S. J., Bowen, W. D., & James, M. C. 2012. Jellyfish support high energy intake of leatherback sea turtles (*Dermochelys coriacea*): video evidence from animal-borne cameras. *PloS one*, 7(3), e33259.
- Heemstra, P.C. & Randall, J.E. 1993. *FAO Species Catalogue*. Vol. 16. Groupers of the world (family Serranidae, subfamily Epinephelinae). An annotated and illustrated catalogue of the grouper, rockcod, hind, coral grouper and lyretail species known to date. Rome: FAO. FAO Fish. Synop. 125(vol. 16):382 p.
- Henningsen, T. & B. Würsig. 1991. Interactions between humans and dolphins in Galveston Bay, Texas. En: *Whales: Biology—Threats—Conservation* (Symposium proceedings). 1991. Brussels, Belgium. 5–7 June. 135–140.
- Heppell, S. S., & Crowder, L. B. 1996. Analysis of a fisheries model for harvest of hawksbill sea turtles (*Eretmochelys imbricata*). *Conservation Biology*, 10(3), 874-880.
- Hertler, H., Spotila, J., & Kreeger, D.A. 2004. Effects Of Houseboats On Organisms Of The La Parguera Reserve, Puerto Rico. *Environmental Monitoring and Assessment* 98: 391-407.
- Hickerson, E.L., Schmahl, G.P., Robbart, M., Precht, W.F. & Caldow, C. 2008. The State of Coral Reef Ecosystems of the Flower Garden Banks, Stetson Bank, and Other Banks in the Northwestern Gulf of Mexico. NOAA Flower Garden Banks National Marine Sanctuary.
- Hill, M.S. 1998. Spongivory on Caribbean reefs releases corals from competition with sponges. *Oecologia* 117: 143-150.
- Hirth, H.F. 1997. Synopsis of the biological data on the green turtle, *Chelonia mydas* (Linnaeus 1758). United States Fish and Wildlife Service Biological Report 97-1. 120 pp.
- Hitchins, P. M., Bourquin, O., & Hitchins, S. 2004. Nesting success of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) on Cousine Island, Seychelles. *Journal of Zoology*, 264(4), 383-389.
- Hoelzel, A. P. 1998. Genetic structure of cetacean populations in sympatry, parapatry, and mixed assemblages: implications for conservation policy. *The Journal of Heredity*. 89(5): 451-458.
- Hohn, A., M. Scott, R. Wells, J. Sweeney, & A. B. L. Irvine. 1989. Growth layers in teeth from free ranging, known-age bottlenose dolphins. *Marine Mammal Science*. 5: 315–42.
- Holthuis, L.B. 1991. Marine lobsters of the world. An annotated and illustrated catalogue of species of interest to fisheries known to date. FAO species catalogue 13(125). FAO, Rome.
- Houghton, J. D., Callow, M. J., & Hays, G. C. 2003. Habitat utilization by juvenile hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*, Linnaeus, 1766) around a shallow water coral reef. *Journal of Natural History*, 37(10), 1269-1280.

Ilankoon, A. 1997. Species composition, seasonal variation, sex ratio and body length of small cetaceans caught off west, south-west and south coast of Sri Lanka. *Journal of the Bombay Natural History Society* 94: 298-306.

Ingram, S. N. & E. Rogan. 2002. Identifying critical areas and habitat preferences of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). *Mar. Ecol. Prog. Series*. 244: 247-255.

International Game Fish Association (IGFA). 2001. Database of IGFA angling records until 2001. IGFA, Fort Lauderdale, USA.

Irvine, A. B.; Scott, M. D., Wells, R. S. & J. H. Kaufmann. 1981. Movements and activities of the Atlantic bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, near Sarasota, Florida. *Fishery Bulletin*, U.S. 79: 671-688.

IUCN Standards & Petitions Subcommittee. 2011. Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria, Version 9.0 (September 2011). Available at: <http://www.iucnredlist.org/documents/RedListGuidelines.pdf>

James, M. C., Eckert, S. A., & Myers, R. A. 2005. Migratory and reproductive movements of male leatherback turtles (*Dermochelys coriacea*). *Marine Biology*, 147(4), 845-853.

Jason S. Goldstein, H. Matsuda, T. Takenouchi, & Mark J. Butler, IV. 2008. The Complete Development of Larval Caribbean Spiny Lobster *Panulirus Argus* in Culture, *Journal of Crustacean Biology*, 28(2), 306-327, <https://doi.org/10.1163/20021975-99990376>

Jones, T.T., Hastings, M.D., Bostrom, B.L., Pauly, D.P. & Jones, D.R. 2011. Growth of captive leatherback turtles, *Dermochelys coriacea*, with inferences on growth in the wild: Implications for population decline and recovery. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 399: 84-92.

Kanciruk, P., & Herrnkind, W. 1978. Mass migration of spiny lobster, *Panulirus argus* (Crustacea: Palinuridae): behavior and environmental correlates. *Bulletin of Marine Science*, 28(4), 601-623.

Karl, S. A., Bowen, B. W., & Avise, J. C. 1995. Hybridization among the ancient mariners: characterization of marine turtle hybrids with molecular genetic assays. *Journal of Heredity*, 86(4), 262-268.

Kasuya, T. 2017. *Small Cetaceans of Japan: Exploitation and Biology*. CRC Press.

Kenney, R. D. 1990. Bottlenose dolphins off the northeastern United States. En: Leatherwood, S. & Reeves, R. R. (eds.) 1990. The bottlenose dolphin. Academic Press, Inc. San Diego, California. 653 pp.

Kiefner, R. 2002. Guía de cetáceos del mundo. Grupo editorial M & G diffusion. Madrid. 305 pp.

Koenig C. C., Coleman F. C., Eklund A. M., Schull, J., & Ueland, J. 2007. Mangroves as essential nursery habitat for goliath grouper (*Epinephelus itajara*). *Bull Mar Sci* 80(3):567–586

Lahanas, P. N., K. A. Bjørndal, A. B. Bolten, S. E. Encalada, M. M. Miyamoto, R. A. Valverde & B. W. Bowen. 1998. Genetic composition of a green turtle (*Chelonia mydas*) feeding ground population: evidence for multiple origins. *Marine Biology* (Springer-Verlag) 130: 345-352.

Lara, M. R., Schull, J., Jones, D. L., & Allman, R. 2009. Early life history stages of goliath grouper *Epinephelus itajara* (Pisces: Epinephelidae) from Ten Thousand Islands, Florida. *Endangered Species Research*, 7(3), 221-228.

Leatherwood, S. & R. R. Reeves. 1983. The Sierra club handbook of whales and dolphins. Sierra Club Books. San Francisco, California. 301 pp.

Leatherwood, S. & Reeves, R. R. (eds). 1990. The Bottlenose Dolphin. Academic Press.

Leatherwood, S. & Reeves, R.R. 1989. Marine mammal research and conservation in Sri Lanka 1985 1986. UNEP Marine Mammal Technical Report. United Nations Environment Programme, Nairobi, Kenya.

Lee, P. L., & Hays, G. C. 2004. Polyandry in a marine turtle: females make the best of a bad job. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 101(17), 6530-6535.

León, Y. M., & Diez, C. E. 1999. Population structure of hawksbill turtles on a foraging ground in the Dominican Republic. *Chelonian Conservation and Biology*, 3(2), 230-236.

León, Y. M. & Bjorndal, K. A. 2002. Selective feeding in the hawksbill turtle, an important predator in coral reef ecosystems. *Marine Ecology-Progress Series* 245: 249-258.

Lezama, C., Carranza, A., Fallabrino, A., Estrades, A., Scarabino, F., & López-Mendilaharsu, M. 2013. Unintended backpackers: bio-fouling of the invasive gastropod *Rapana venosa* on the green turtle *Chelonia mydas* in the Río de la Plata Estuary, Uruguay. *Biological invasions*, 15(3), 483-487.

Lichter, A. A. 1992. Huellas en la arena, sombras en el mar. Los mamíferos marinos de la Argentina y la Antártida. Terra Nova. Buenos Aires, Argentina. 288 pp.

Lockyer, C. H. & R. J., Morris. 1990. Some observations on wound healing and persistence of scars in *Tursiops truncatus*. En: Hammond, P. S.; Mizroch, S. A. & Donovan, G. P. (eds.). 1990. Individual recognition of cetaceans, use of Photo-identification and other techniques to estimate population parameters. Report International Whaling Commission, Special Issue 12. Cambridge. 113-118.

Longley, W.H. & Hildebrand, S.F. 1941. Systematic catalogue of the fishes of Tortugas, Florida, with observations on color, habits, and local distribution. Carnegie Inst. Washington, publ. no. 535, xiii 331 pp., 34 pls.

Loop, K. A., Miller, J. D., & Limpus, C. J. 1995. Nesting by the hawksbill turtle (*Eretmochelys imbricata*) on Milman Island, Great Barrier Reef, Australia. *Wildlife Research*, 22(2), 241-251.

Lutz, P. L., Musick, J. A., & Wyneken, J. (eds.). 2002. *The biology of sea turtles, Volume II* (Vol. 2). CRC press.

Lyons, W.G. 1981. Possible sources of Florida's spiny lobster population. *Proc. Gulf Caribb. Fish. Inst.* 33: 253-266.

Mangel, J.C., Alfaro-Shigueto, J., Van Waerebeek, K., Caceres, C., Bearhop, S., Witt, M.J., & Godley, B.J. 2010. Small cetacean captures in Peruvian artisanal fisheries: High despite protective legislation. *Biological Conservation* 143(1): 136-143.

Mann, D., Locascio, J.V., Coleman, F.C. & Koenig, C. C. 2008. Goliath grouper *Epinephelus itajara* sound production and movement patterns on aggregation sites. doi:10.3354/esr00109

Mann, J.; Connor, R. C.; Barre, L. M.; & M. R. Heithaus. 2000. Female reproductive success in bottlenose dolphins (*Tursiops* sp.): life history, habitat, provisioning, and group-size effects. *Behavioral Ecology*, 11(2): 210-219.

Marcovaldi, M. A., Vieitas, C. F., Godfrey, M. H. 1999. Nesting and conservation management of hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in northern Bahia, Brazil. *Chelonian Conservation and Biology*, 3(2-1999).

Mareike, S. 2003. The social affiliation and group composition of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) in the outer southern Moray Firth, NE Scotland. Thesis, Master of Science. School of Biological Sciences. University of Wales. Bangor. 85 pp.

May-Collado, L. 2007. Status of the bottlenose dolphins from Bocas del Toro, Panamá: implications for future local conservation and management plans. Propuesta Proyecto STRI. 10 pp.

Mead, J. G. & C. W. Potter. 1990. Natural history of bottlenose dolphins along the central Atlantic coast of the United States. En: Leatherwood, S. & Reeves, R. R. (eds.) 1990. The bottlenose dolphin. Academic Press, Inc. San Diego, California. 653 pp.

Mead, J. G. & Potter, C. W. 1995. Recognizing two populations of the bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) off the Atlantic coast of North America- morphologic and ecologic considerations. *IBI Reports* 5: 31-44.

Meylan, A. 1988. Spongivory in hawksbill turtles: a diet of glass. *Science*, 239(4838), 393-395.

Mintzer, V.J., Diniz, K., & Frazer, T.K. 2018. The use of aquatic mammals for bait in global fisheries. *Frontiers in Marine Science* 5: doi: 10.3389/fmars.2018.00191.

Mitchell, J. C. 1994. *The reptiles of Virginia*. Smithsonian Institution Press.

Moe, M. A., Jr. 1991. Lobster care and culture, pp. 239-302. In, Lobsters: Florida, Bahamas, the Caribbean. Green Turtle Publications, Plantation, Florida.

Morteo, E.; Heckel, G.; Defran, R. H. & Y. Schramm. 2004. Distribución, movimientos y tamaño de grupo del tursián (*Tursiops truncatus*) al sur de Bahía San Quintín, Baja California, México. *Ciencias Marinas*. 30(1A): 35-46.

Mortimer, J. & Bresson, R. 1999. Temporal distribution and periodicity in hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) nesting at Cousin Island, Republic of Seychelles, 1971-1997. *Chelonian Conservation and Biology* 3(2): 318-325.

Mortimer, J. A., & Donnelly, M. 2008. IUCN SSC Marine Turtle Specialist Group. *Eretmochelys imbricata*. The IUCN Red List of Threatened Species 2008: e.T8005A12881238. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T8005A12881238.en>

Moulton, J.M. 1958. The acoustical behavior of some fishes in the Bimini area. Biol. Bull., Mar. Biol. Lab., Woods Hole, Mass., vol. 114, no. 3, pp. 357- 374, figs. 1-16.

Mrosovsky, N., Ryan, G. D., & James, M. C. 2009. Leatherback turtles: the menace of plastic. *Marine pollution bulletin*, 58(2), 287-289.

Munro, J.L. Gaut, V.C., Thompson, R. & Reeson, P.H. 1973. The spawning seasons of Caribbean reef fishes. *Journal of Fish Biology* 5: 69-84.

Musick, J.A. & Limpus, C.J. 1997. Habitat utilization and migration in juvenile sea turtles. In: P.L. Lutzvand J.A. Musick (eds) *The Biology of Sea Turtles*, pp. 137-164. CRC Press, Boca Raton, Florida.

Nellis, D. W., & Small, V. 1983. Mongoose predation on sea turtle eggs and nests. *Biotropica*, 15(2), 159-160.

Olavarria, C., Acevedo, J., Vester, H.I., Zamorano-Abramson, J., Viddi, F.A., Gibbons, J., Newcombe, E., Capella, J., Hoelzel, A.R., Flores, M., Huckle-Gaete, R., & Torres-Flórez, J.P. 2010. Southernmost Distribution of Common Bottlenose Dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Eastern South Pacific. *Aquatic Mammals* 36(3): 288-293.

Perrin, W. F. 1984. Patterns of geographical variation in small cetaceans. *Acta Zoológica, Fennica*. 172: 137-140.

Phillips, B. F., & P. S. McWilliam. 1986. The pelagic phase of spiny lobster development. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 2153-2163.

Phillips. B.F. & Melville-Smith, R. 2006. *Panulirus* species. In: B. Phillips (ed.), *Lobsters: Biology, Management, Aquaculture, and Fisheries*, pp. 359 – 384. Blackwell Publishing, Oxford.

Pianka, E.R. 1974. *Evolutionary Ecology*. Harper and Row, New York. 356 pp.

Pope, C. H. 1939. *Turtles of the United States and Canada*. Nueva York: Alfred A. Knopf.

Read, A. J., Van Waerebeek, K., Reyes, J. C., Mckinnon, J. S. & Lehman, L. C. 1988. The exploitation of small cetaceans in coastal Peru. *Biological Conservation* 46: 53-70.

Read, A. J.; Wells, R. S.; Hohn, A.A. & M. D. Scott . 1993. Paterns of growth in wild bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*. *J. Zool.* 231: 107-123.

Reeves, R.R., Smith, B.D., Crespo, E.A. & Notarbartolo di Sciara, G. 2003. *Dolphins, Whales and Porpoises: 2002-2010 Conservation Action Plan for the World's Cetaceans*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Reich, K. J., Bjorndal, K. A., & Bolten, A. B. 2007. The 'lost years' of green turtles: using stable isotopes to study cryptic lifestages. *Biology letters*, 3(6), 712-714.

Reyes R.J. 1989. Helminths parásitos de *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821) (Cetacea : Delphinidae) en aguas de la costa peruana. Tesis de Biólogo. Universidad Ricardo Palma. Lima. 98 pp.

Reynolds, J. E., Wells, R. S. & Eide, S. D. 2000. The bottlenose dolphin: biology and conservation. University Press of Florida.

Rice, D. W. 1998. Marine mammals of the world. Systematics and distribution. Special Publication Number 4. The Marine Mammal Society.

Rocha, L.A. & Rosa, I.L. 2001. Baseline assessment of reef fish assemblages of Parcel Manuel Luiz Marine State Park, Maranhao, north-east Brazil. *Journal of Fish Biology* 58: 985-998.

Rowley, K. 2020. Hawksbill Turtle (*Eretmochelys imbricate*) 2013-2020.

Sadovy, Y. & Eklund, A.M. 1999. Synopsis of Biological data on the Nassau Grouper, *Epinephelus striatus* (Bloch, 1792), and the Jewfish, *E. itajara* (Lichtenstein, 1822). US Dept of Commerce, NOAA Technical Report NMFS 146.

Samuel, A. M., & Worthy, G. A. 2004. Variability in fatty acid composition of bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) blubber as a function of body site, season, and reproductive state. *Canadian Journal of Zoology*, 82(12), 1933-1942.

Sanino, G. P., Van Waerebeek, K., Van, M. F. Bressemer & Pastene, L. A. 2005. A preliminary note on population structure in eastern South Pacific common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*. *Journal of Cetacean Research and Management* 7(1): 65-70.

Santidrian Tomillo, M.P., Velez, E., Reina, R.D., Piedra, R., Paladino, F.V. & Spotila, J.R. 2007. Reassessment of the leatherback turtle (*Dermochelys coriacea*) nesting population at Parque Nacional Marino Las Baulas, Costa Rica: Effects of conservation efforts. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 54-62.

Sarti Martinez, L., Barragan, A.R., Munoz, D.G., Garcia, N., Huerta, P. & Vargas F. 2007. Conservation and biology of the leatherback turtle in the Mexican Pacific. *Chelonian Conservation and Biology* 6: 70-78.

Sazima, C., Grossman, A., & Sazima, I. 2010. Turtle cleaners: reef fishes foraging on epibionts of sea turtles in the tropical Southwestern Atlantic, with a summary of this association type. *Neotropical Ichthyology* 8(1).

Scarpaci, C.; Bigger, S. W.; Corkeron, P. J. & D. Nugegoda. 2001. Bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) increase whistling in the presence of "swim-with-dolphin" tour operations. *Journal of Cetacean Research and Management*. 2: 183-185.

Schafer, E. H. 1962. Eating turtles in ancient China. *Journal of the American Oriental Society*, 82(1), 73-74.

Schroeder, J. P. 1990. Breeding bottlenose dolphins in captivity. 435-446 En: Leatherwood, S. & Reeves, R. R. (eds.) 1990. The Bottlenose dolphin. San Diego: Academic Press, Inc. San Diego, California. 653 pp.

Scott, M. D. & S. J. Chivers. 1990. Distribution and herd structure of bottlenose dolphins in the eastern tropical Pacific Ocean. En: Leatherwood, S. & Reeves, R. R. (eds.) 1990. The bottlenose dolphin. Academic Press, Inc. San Diego, California. 653 pp.

Scott, M. D.; Wells, R. S.; Irvine, A. B. & B. Mate, 1990. Tagging and marking studies on small cetaceans. 489–513. En: Leatherwood, S. & Reeves, R. R. (eds.) 1990. The Bottlenose Dolphin. Academic Press, Inc. San Diego, California. 653 pp.

SEDAR 47. 2016. Stock Assessment Report for Goliath Grouper of the South Atlantic and Gulf of Mexico, 2016. In: Hop, O.J. and Munyandorero, J. (eds), FWC Report IHR 2016-001. Florida Fish and Wildlife Conservation Commission Fish and Wildlife Research Institute, St. Petersburg, Florida.

Segura-Garcia, I., Rojo-Arreola, L., Rocha-Olivares, A., Heckel, G., Gallo-Reynoso, J.P., & Hoelzel, R. 2018. Eco-Evolutionary processes generating diversity among bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, populations off Baja California, Mexico. *Evolutionary Biology* 45: 223-236.

Seminoff, J. A., Resendiz, A., & Nichols, W. J. 2002. Diet of East Pacific green turtles (*Chelonia mydas*) in the central Gulf of California, Mexico. *Journal of Herpetology*, 36(3), 447-453.

Seminoff, J., 2002. IUCN Red list global status assessment, greenvturtle *Chelonia mydas*. IUCN Marine Turtle Specialist Group Review, 93 pp.

Seminoff, J.A. (Southwest Fisheries Science Center, U.S.). 2004. *Chelonia mydas*. The IUCN Red List of Threatened Species 2004: e.T4615A11037468.
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2004.RLTS.T4615A11037468.en>

Shillinger, G. L., Palacios, D. M., Bailey, H., Bograd, S. J., Swithenbank, A. M., Gaspar, P., Wallece, B. P., Spotila J. R., Paladino F. V., Piedra, R., Eckert, S. A & Block, B. A. 2008. Persistent leatherback turtle migrations present opportunities for conservation. *PLoS biology*, 6(7), e171.

Smith, C. Lavett. 1971. A revision of the American groupers: *Epinephelus* and allied genera, Bulletin of the American Museum of Natural History, Volume 146, article 2, pages 75-156.

Smith-Vaniz, W.F., Collette, B.B. & Luckhurst, B.E. 1999. Fishes of Bermuda: history, zoogeography, annotated checklist, and identification keys. ASIH, Special Publication Number 4, Lawrence, KS.

Smolker, R.; Richards, A.; Connor, R. C. & J. W. Pepper. 1992. Sex differences in patterns of association among to acoustic disturbance. *Mar. Tech. Soc. J.* 37(4): 6-15.

Spotila, J., Dunham, A., Leslie, A., Steyermark, A., Plotkin, P. & Paladino, F. 1996. Worldwide population decline of *Dermochelys coriacea*: are leatherback turtles going extinct? *Chelonian Conservation Biology* 2(2): 209-222.

Spradlin, T. R., Gulland, F. M. D., Wells, R. S., Ragen, T. J. & Rowles, T. K. 2005. Review of marine mammal Unusual Mortality Events in the United States: 1992-2005. 16th Biennial Conference on the Biology of Marine Mammals. San Diego, CA.

Tapilatu, R.F., Dutton, P.H., Tiwari, M., Wibbels, T., Ferdinandus, H.V., Iwanggin, W.G. & Nugroho, B.G. 2013. Long-term decline of the western Pacific leatherback, *Dermochelys coriacea*: a globally important sea turtle population. *Ecosphere* 4: 1-15. doi:10.1890/ES12-00348.1.

- Tomillo, P. S., Paladino, F. V., Suss, J. S., & Spotila, J. R. 2010. Predation of leatherback turtle hatchlings during the crawl to the water. *Chelonian Conservation and Biology*, 9(1), 18-25.
- Troëng, S., & Rankin, E. 2005. Long-term conservation efforts contribute to positive green turtle *Chelonia mydas* nesting trend at Tortuguero, Costa Rica. *Biological Conservation*, 121(1), 111-116.
- Troëng, S., Chacón, D., & Dick, B. 2004. Possible decline in leatherback turtle *Dermochelys coriacea* nesting along the coast of Caribbean Central America. *Oryx*, 38(4), 395-403.
- Tucker, A. D., & Read, M. A. 2001. Frequency of foraging by gravid green turtles (*Chelonia mydas*) at Raine Island, Great Barrier Reef. *Journal of Herpetology*, 35(3), 500-503.
- UNEP-WCMC (Comps.) 2021. Checklist of CITES species. CITES Secretariat, Geneva, Switzerland and UNEP-WCMC, Cambridge, United Kingdom. Accessed on 9-oct-2021.
- van Dam, R.P. & C.E. Diez. 1997. Diving behavior of immature hawksbill turtles (*Eretmochelys imbricata*) in a Caribbean reef habitat. *Coral Reefs* 16: 133-138.
- Van Parijs, S. M. & P. J. Corkeron. 2001. Boat traffic affects the acoustic behavior of Pacific humpback dolphins, *Sousa chinensis*. *Journal of Mar. Biol. Assoc. of the U.K.* 81(3): 533-538.
- Van Waerebeek, K. V.; REYES, R. Y.; Read, A. J. & J. S. Mckinnon. 1990. Preliminary observations of bottlenose dolphins from the Pacific coast of South America. En: Leatherwood, S. & Reeves, R. R. (eds.) 1990. The bottlenose dolphin. Academic Press, Inc. San Diego, California. 653 pp.
- Vásquez, J. A. 2005. Distribución y uso de hábitat del delfín mular (*Tursiops truncatus*), calderón negro (*Globicephala melas*) y Zifio de Cuvier (*Ziphius cavirostris*) en aguas cercanas a la Costa Vasca. Informe para la Dirección de Biodiversidad del Departamento de Ordenación del Territorio y Medio Ambiente del Gobierno Vasco. Asociación AMBAR. 45 pp.
- Wallace, B.P., DiMatteo, A.D., Bolten, A.B., Chaloupka, M.Y., Hutchinson, B.J., Abreu-Grobois, F.A., Mortimer, J.A., Seminoff, J.A., Amorcho, D., Bjorndal, K.A., Bourjea, J., Bowen, B.W., Briseno Duenas, R., Casale, P., Choudhury, B.C., Costa, A., Dutton, P.H., Fallabrino, A., Finkbeiner, E.M., Girard, A., Girondot, M., Hamann, .M, Hurley, B.J., Lopez-Mendilaharsu, M., Marcovaldi, M.A., Musick, J.A., Nel, R., Pilcher, N.J., Troeng, S., Witherington, B. & Mast, RB. 2011. Global conservation priorities for marine turtles. *PLoS ONE* 6(9): e24510. doi:10.1371/journal.pone.0024510.
- Wallace, B.P., Tiwari, M. & Girondot, M. 2013. *Dermochelys coriacea*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T6494A43526147. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013.2.RLTS.T6494A43526147.en>
- Wang, J.Y., Chou, L.S. & White, B.N. 1999. Mitochondrial DNA analysis of sympatric morphotypes of bottlenose dolphins (genus: *Tursiops*) in Chinese waters. *Molecular Ecology* 8: 1603-1612.
- Watson, J.W., Epperly S.P., Shah A.K. & Foster D.G. 2005. Fishing methods to reduce sea turtle mortality associated with pelagic longlines. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 965-981.

Wells, R. S. & Scott, M. D. 1999. Bottlenose dolphin *Tursiops truncatus* (Montagu, 1821). In: S. H. Ridgway and R. Harrison (eds), Handbook of marine mammals, Vol. 6: The second book of dolphins and the porpoises, pp. 137-182. Academic Press, San Diego, CA, USA.

Wells, R. S. & Scott, M. D. 2018. Bottlenose dolphin: common bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*). In: B. Würsig, J.G.M. Thewissen, and K. Kovacs (eds), Encyclopedia of Marine Mammals, Third Edition, pp. 118-125. Academic Press/Elsevier.

Wells, R. S.; D. J. Boness & G. B. Rathbun. 1999. Behavior. 324-422. En: Reynolds, J. E. III & Sommel, S. A. (eds.). Biology of Marine Mammals. Smithsonian Institution Press. Washington D. C. 578 pp.

Wells, R.S., Allen, J. B., Hofmann, S., Bassos-Hull, K., Fauquier, D. A., Barros, N. B., DeLynn, R. E., Sutton, G., V. Socha, V. & Scott, M. D. 2008. Consequences of injuries on survival and reproduction of common bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) along the west coast of Florida. Marine Mammal Science 24: 774-794.

Wells, R.S., Natoli, A. & Braulik, G. 2019. *Tursiops truncatus* (errata version published in 2019). The IUCN Red List of Threatened Species 2019: e.T22563A156932432.
<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2019-1.RLTS.T22563A156932432.en>

Williams, A. B. 1988. Lobsters of the World-An Illustrated Guide, 186 p. Osprey Books, Huntington, New York.

Wirtz, P., Bingeman, J., Bingeman, J., Fricke, R., Hook, T.J. & Young, J. 2014. The fishes of Ascension Island, central Atlantic Ocean—new records and an annotated checklist. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom: 1-16.

Witt, M. J., Broderick, A. C., Coyne, M. S., Formia, A., Ngouesso, S., Parnell, R. J., & Godley, B. J. 2008. Satellite tracking highlights difficulties in the design of effective protected areas for Critically Endangered leatherback turtles *Dermochelys coriacea* during the inter-nesting period. *Oryx*, 42(2), 296-300.

Witham, R. 1991. On the ecology of young sea turtles. Florida Science 54: 179.

Witherington, B., M. Bresette, & R. Herren. 2006. *Chelonia mydas* – green turtle. Chelonian Research Monographs 3:90-104.

Witzell, W.N. 1983. Synopsis of biological data on the Hawksbill Turtle, *Eretmochelys imbricata* (Linnaeus, 1766). FAO Fisheries Synopsis No. 137.

Würsig, B. & M. Würsig. 1979. Behavior and ecology of the bottlenose dolphin, *Tursiops truncatus*, in the South Atlantic. Fish. Bull. 77: 339-412.

Zolman, E. S. 2002. Residence patterns of bottlenose dolphins (*Tursiops truncatus*) in the Stono River estuary, Charleston County, South Carolina, U.S.A. Marine Mammal Science. 18: 879-892.

Zug, G.R. & Parham, J.F. 1996. Age and growth in leatherback turtles, *Dermochelys coriacea* (Testudines: Dermochelyidae): A skeletochronological analysis. *Chelonian Conservation and Biology* 2(2): 244-249.

